

環境研資料

No. 139

ISSN 0918-5720

# 横浜市環境科学研究所報

第 24 号

ANNUAL REPORT OF  
YOKOHAMA ENVIRONMENTAL SCIENCE  
RESEARCH INSTITUTE  
No.24

2000年3月

横浜市環境科学研究所

YOKOHAMA ENVIRONMENTAL SCIENCE RESEARCH INSTITUTE



## は し が き

今日、従来からの工場等に起因する産業型公害は、積極的な環境対策により以前と比べて大幅に改善されましたが、自動車や廃棄物の問題、近隣騒音などの都市・生活型公害は顕著な改善が見られず、対応すべき重要な課題となっています。さらに、炭酸ガス等による温暖化、酸性雨など地球環境問題や、ダイオキシン類及び環境ホルモン等化学物質による環境汚染についても積極的な取り組みが求められています。また、身近な自然環境として快適な緑や水辺環境を求める市民の意識も高まっています。

環境科学研究所では、これまで、試験検査及び調査研究によって、環境保全行政の推進にあたって、その裏付けとなる科学的な知見を提供する役割を担ってきました。また、地方自治体の環境分野における総合的な調査研究機関としての役割を十分認識し、今後も複雑・多岐化する新たな環境問題に対応した調査研究を行えるよう体制を整えてきました。

平成10年度は、ダイオキシン類研究事業として一般大気環境中のダイオキシン類濃度調査、水域環境の改善に関する研究では市内河川の生物多様性の調査など、積極的に調査研究を進めてきました。

今回発行する所報第24号は、平成10年度の調査研究を中心にまとめたもので、平成10年度調査研究業務の概要編(20)、報文編(9)、短報編(4)などから成っています。今後とも一層充実したものにしていきたいと考えておりますので、皆様のご指導、ご鞭撻を賜りたいと存じます。

平成12年3月

横浜市環境科学研究所  
所長 牛山修一

# 目 次

まえがき	
<b>I 業務報告編</b>	
環境科学研究所の沿革	1
試験検査業務	
大気汚染関係の測定分析	
一般環境大気のモニタリング	1
未規制化学物質等の測定	1
水質汚濁関係の試験検査	1
調査研究業務	
基礎研究	1
プロジェクト研究	1
啓発事業	
環境セミナー	1
第2回環境セミナー市民研究発表会	1
環境セミナー野外教室-環境調査講習会	1
<b>II 調査・研究編</b>	
報 文	
基礎研究	
・横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第4報)-柏尾川水系	13
・横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第5報)-境川水系	20
・アロザイム分析によるヌカエビ集団の遺伝学および形態学的研究-生物多様性の保全に向けて	26
・地盤環境に関する調査研究(I)-軟弱地盤と地盤沈下	34
・土質データを活用した液状化解析-PL値法を用いた液状化解析の検討について	45
・横浜野毛山台地の地層調査と地下水位変動について	50
プロジェクト研究	
・横浜地域の気温によるヒートアイランド調査-1998年の結果	57
・植物プランクトンの増殖に伴うN/P比の変位に関する 理論的考察および東京湾におけるN/P比の空間分布の季節別特徴	62
・横浜で谷戸といわれる地域の地形地質学的側面から見た特徴	71
短 文	
基礎研究	
・関東地域における横浜市内の浮遊粒子状物質の挙動	79
・横浜市内における浮遊粒子状物質の挙動調査	87
プロジェクト研究	
・横浜市における酸性雨モニタリング調査-1998年の結果	92
・横浜市内河川の農薬調査について	101
<b>III 資料編</b>	
人員および組織	107
主要機器一覧表	107
予算額(平成10、11年度)	109
学会発表	111
雑誌等投稿	112
発行資料編	113

## 1. 環境科学研究所の沿革

横浜市環境科学研究所は、昭和51年4月に横浜市公害研究所として設立され、平成3年6月に機構改革により名称が横浜市環境科学研究所に変わりました。大気、騒音・振動、水質、地盤沈下、社会科学の各部門に分かれ、各種調査研究、市の規制・指導等に反映させるための試験検査業務や環境監視に用いる自動測定機等の精度管理などさまざまな事業を行ってきました。

また、平成10年5月には複雑多様化する環境問題に柔軟に対応できるよう、研究調整、調査研究(基礎研究)、調査研究(プロジェクト研究)、試験検査のなどに組織を整備しました。

## 2. 試験検査業務

工場・事業場への立入検査や苦情処理に伴う検体の試験検査や大気汚染物質の常時監視測定への高い信頼性を確保するための各種自動測定機の性能検査を実施しています。

### 2-1. 大気汚染関係の測定分析

平成10年度における大気汚染関係の試験検査は、工場・事業場の悪臭調査や苦情処理に伴うもの84検体、一般環境大気中の揮発性有機塩素化合物などのモニタリング59検体、電子顕微鏡を用いた建築材料中のアスベスト等の測定25検体、計168検体の検査を実施しました。

#### 2-1-1. 一般環境大気のモニタリング

大気汚染防止法に基づく有害大気汚染物質のモニタリング調査では、塩化ビニルモノマー等の揮発性有機化合物を12項目、ホルムアルデヒド等のアルデヒド類を2項目及びベンゾ(a)ピレンなどを市内5カ所で年6回測定しました。

これらの測定項目のうち、環境基準が定められているベンゼン、トリクロロエチレン及びテトラクロロエチレンでは、ベンゼンが2カ所で環境基準に適合しませんでした。

#### 2-1-2. 未規制化学物質等の測定

アスベストの大気環境濃度測定を市内5カ所で、大気の状態が安定する冬期に実施しました。この調査は1986年度から継続して毎年行っており、測定結果は経年的に横ばいの傾向となっています。

### 2-2. 水質汚濁関係の試験検査

平成10年度における水質汚濁関係の試験検査は、工場・事業場の立入検査、ゴルフ場農薬の検査、工場跡地土壌の検査及び魚類浮上事故などに伴う検体について、計434検体の検査を実施しました。

このほか、河川水中の農薬の調査も実施しました。

## 3. 調査研究業務概要

### 3-1. 基礎研究

大気環境に関する研究

- ・自動測定機の精度に関する研究
- ・自動車排ガス・エミッションファクター調査
- ・自動車排ガス中の有害化学物質の研究

音環境に関する研究

- ・快適音環境における情報性の音の認知と活用に関する研究
- ・騒音の能動制御の基礎的研究

水質汚濁に関する研究

- ・河川汚濁負荷解明調査

水域環境に関する研究

- ・再生河川の生物群集の構造に関する研究
- ・水生生物個体群の生態に関する研究
- ・人工衛星データによる水質解析に関する研究
- ・東京湾の水質の統計解析
- 地盤環境対策に関する研究
- ・地盤及び地下水環境調査研究

### 3-2. プロジェクト研究

化学物質に関する研究

- ・ダイオキシン類研究事業
  - ・未規制物質の環境中における挙動調査
  - ・地下水汚染対策に関する研究
- エコシティに関する研究
- ・エコシティに関する研究
  - ・横浜環境史の作成
- 都市持続に関する研究
- ・酸性雨モニタリング調査
  - ・酸性雨による器物影響調査
  - ・市内森林土壌の酸性化の実態と中和能力調査
  - ・ヒートアイランドに関する研究

(各調査研究業務概要は2ページから11ページに記載)

## 4. 啓発事業

### 4-1. 環境セミナー

昭和52年度から、環境・公害問題を市民とともに考えていく場として環境セミナーを開催しています。

#### 4-1-1. 第22回環境セミナー市民研究発表会

期 日/平成11年1月23日(土)

会 場/横浜市開港記念会館

内 容/作品発表(18編)講演、研究報告

(司会・渡部允氏(ジャーナリスト))

講 演/「人が集い、生きものが賑わう水辺を求めて」

講師・臼井 義幸(環境保全活動団体ウエルパス代表)

研究報告/「川の小さな生きものたち」

福嶋 悟(環境科学研究所職員)

参加者/389人

#### 4-1-2. 環境セミナー野外教室—環境調査講習会

身近な環境について調査、観察方法を体験しながら学んでもらう講習会を行いました。

期 日/平成10年8月6日(木)

会 場/いたち川日東橋(栄区中野町)

内 容/いたち川流域の水生昆虫調査、魚類調査、水質検査などの環境調査

参加者/41人(参加対象・小学生以上)



調査研究名	大気環境に関する研究 自動測定機の精度に関する研究
部 門	基礎研究
<p>[目的]</p> <p>大気汚染防止法施行規則の改正により、本市の大気汚染常時監視局にある測定機が湿式から乾式に移行しつつある。そこで、日本において稼働歴の浅い乾式測定機の性能評価と開発改良の研究を本研究所の機器性能試験システムによって行い、国際的なデータの整合性の観点からも、各測定局において現在よりさらに信頼性の高い測定データを得る。</p> <p>大気汚染測定機の見盛較正は、通常、ガス濃度に相当する等価標準溶液によって調整する。その後、既知濃度の標準ガスを測定機に導入すると、標準ガス濃度と指示値の間に差が認められる。そこで、両者を一致させるために、機器性能検査用標準ガス調整装置を用いて測定機の性能特性を十分に試験検討し、誤差のない測定機に改善する。</p> <p>[方法]</p> <p>機器性能検査用標準ガス調整装置を用いて各種の乾式測定機に対し性能特性を十分に試験検討し、このデータを基に測定機の改善改良をメーカーと共に進める。</p> <p>[結果]</p> <p>① 大気汚染自動測定機器の性能評価試験：窒素酸化物自動測定機の更新のために、市販の測定機に対し JIS の性能試験項目等について事前に比較検査し、購入対象とする適正な測定機を評価選定した。</p> <p>② 乾式自動測定機に関する研究：乾式自動測定機の性能について試験検討し、日本のような高温多湿である測定環境の中で長期安定に稼働できる測定機について調査検討した結果、電子除湿器について評価選定した。</p> <p>③ 受領性能試験：購入した窒素酸化物自動測定機について JIS の性能試験項目等を確認し、不備な箇所を整備後、測定局に適正配備した。</p> <p>④ オゾン計の動的校正：オキシダント自動計測器等の動的校正において用いられる二次標準の紫外線吸収式オゾン自動測定機に対して指示目盛の感度を確認校正した。</p> <p>⑤ 自動測定機較正検定用標準ガス調製装置に関する研究：標準ガス調製装置の更新にともなうシステムの性能に対する稼働試験を行った。その結果、システムの性能仕様をほぼ確認した。</p>	

調査研究名	大気環境に関する研究 自動車排ガス対策に関する調査研究 －自動車排ガス・エミッションファクター調査－
部 門	基礎研究
<p>[目的]</p> <p>自動車から排出される大気汚染物質の、ガスおよび黒煙粒子の排出量実態を把握し、自動車排ガス対策の最適化を目指すための実証データを得ることを目的とする。</p> <p>[方法]</p> <p>平成10年度は、以下の項目について情報収集および予備調査を行った。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・固定発生源用携帯型測定装置が自動車排ガス用に使用できるか。</li> <li>・シャードダイナモ測定時に携帯型測定装置の併行測定を行い、法定モードを含め各種測定条件における関係を把握する。</li> <li>・車種、使用年数や使用状況による個体差の程度を、携帯型測定器を用いて相対値を調べる。</li> </ul> <p>[結果]</p> <p>低公害車のCOについて、シャードダイナモと携帯型を併行測定した結果、低濃度のため携帯型の感度が得られなかった。濃度レベルからガソリンおよびディーゼル車は可能と考えられた。また、簡易測定法により同型式、同年式のディーゼル乗用車の黒煙粒子を測定した結果、大きく異なる濃度を示し、使用状況等による個体差があると考えられた。</p>	

調査研究名	<p>大気環境に関する研究</p> <p>自動車排ガス対策に関する調査研究</p> <p>－自動車排ガス中の有害化学物質の研究－</p>
部 門	基礎研究
<p>[目的]</p> <p>自動車から排出されるガス中の有害化学物質の実態を把握し、自動車排ガス対策の最適化を目指すための実証データを得ることを目的とする。</p> <p>[方法]</p> <p>自動車排ガス中の有害化学物質の測定法および分析法の検討を行った。</p> <p>自動車排ガス中の炭化水素類を分離分析し、有害成分のベンゼン、トルエン、キシレン等について調べる。分析は大気環境中の炭化水素類のモニタリングに用いられるサーマル・デソープション法を応用する。また、サンプラーには、活性炭吸着管を用いる。試料は、シャーシダイナモ測定により、テトラバッグに採取された排ガスを分析する。</p> <p>[結果]</p> <p>自動車排ガスは車種および個体差により濃度が異なり、試料の採取量が難しいが、FID-GC はワイドレンジかつ高濃度試料の分析において装置を傷めず、未知濃度試料の分析には有効であった。採取後当日分析が基本だが、現場での作業および移動時間を考え、試料の保存性について検討した結果、活性炭吸着管のフィッティングおよび冷凍運搬により成分の未変質が確認され、後日分析が可能となった。</p>	

調査研究名	<p>音環境に関する研究</p> <p>快適音環境における情報性の音の認知と活用に関する研究</p>
部 門	基礎研究
<p>[目的]</p> <p>1)建物名やバス停名などの具体的位置情報を発信器から視覚障害者が持つ受信器に音声で直接伝えることにより、彼らの歩行がいかに容易になるか、かつ誘導歩行から自由歩行へ移行可能かを調べる。</p> <p>2)視覚障害者の空間認知法を彼らにとって重要な都市の音環境から調査し、健常者との差異を明らかにし、その差異を視覚障害者の都市における自由な歩行に利用可能かを探る。</p> <p>[方法]</p> <p>1)横浜公園交差点を出発点とし開港資料館前交差点を終着点とするコースを設定し、その間に6ヶ所の主要な位置情報を設け、視覚障害者4人を被験者に歩行実験を実施した。</p> <p>2)ダミーヘッドで3次元的に録音した20箇所の街頭音を無響室内で健常者、視覚障害者各5名に聞かせ、音種の指摘率、道路に対する自分の向きや交差点・踏切の位置の特定、音からイメージする空間等を調査した。</p> <p>[結果]</p> <p>1)自分に情報が入り建物やバス停の位置関係が解り方向性が取れ歩きやすいとする一方、杖と受信器で両手をふさがれ、雨天時使用困難とする意見であった。</p> <p>2)健常者と視覚障害者は共に交通音を指摘するが、その流れや自分に対する前後左右の位置は視覚障害者の方が正確である。視覚障害者はテニスの打音や音響式信号機を多く指摘し健常者とは異なる。視覚障害者は健常者に比べ音情報から正確に空間を認知するが、日常生活で音情報と空間とを結び付ける経験が不足すると空間認知は健常者より不正確になる。</p>	

調査研究名	音環境に関する研究 騒音の能動制御の基礎的研究
部 門	基礎研究
<p><b>〔目的〕</b> 都市の騒音改善を図るにはあらゆる手段を選択する必要がある。公共施設もその例外ではない。その一例としてバスを選び、平成9年度にテストコースを用いて詳細な騒音測定と分析を行った結果に対して、プラスの波にマイナスの波を付加し全体でゼロとする能動制御手法を適用し、減音の可能性を試みると共に能動制御の将来性を思考する。</p> <p><b>〔方法〕</b> 現状の大型車騒音の最大寄与度はエンジン騒音であることから、エンジンルームを遮蔽し、9年度に詳細に測定したバスの騒音データに能動制御を適用する数値シミュレーションを実施した。 エンジン本体を9年度の実測から0.8m × 0.7m × 0.7mの立方体と仮定し、これを遮蔽されたエンジンルーム(2.5m × 2.0m × 1.5m)内に設置し、その為の熱対策としてエンジンルームに吸気口と排気口を設け冷却用空気を通し、排気口に能動制御を作用させた。</p> <p><b>〔結果〕</b> 騒音の瞬時値で見ると各位置で時間的に変動するが、例えば近接排気騒音測定位置である排気口面中心から水平に45度傾斜し0.5m離れた位置では、20Hzで-8dB、100Hzで-8dB、125Hzで-6dB、140Hzで-23dB、160Hzで-26dB、180Hzで-32dB、200Hzで-33dBとなった。これは大型車の減音に相当に有効であり、現状のバスへの適用に期待を持たせる結果であった。</p>	

調査研究名	水質汚濁に関する研究 河川汚濁負荷解明調査
部門	基礎研究
<p><b>【 目的 】</b> 下水道の普及にもかかわらず、河川のBOD・全窒素等が横ばいである原因として、河川外の面的汚染源の影響が大きいと考えられる。そこで、面的汚染源が主と思われる帷子川の上・中流域を調査研究対象に選び、河川汚濁負荷を定量的に把握する。</p> <p><b>【 方法 】</b> 本年度は、面的汚染源、すなわち地表面の堆積物の特性を把握するために、冬季に定常時の試料を採取し、分析を行った。また、これらと比較するために近辺の河川内の底質・水質・付着物も同時に採取・分析した。 地表面の試料としては農耕地(上川井農専地区)、住宅地(若葉台、ひかりヶ丘、白根団地)、幹線道路(国道16号線、中原街道)の3種類の路上堆積物を計10地点、河川はその近隣の7地点を選んだ。 分析項目は粒径割合、強熱減量、総炭素、総窒素、総リン等である。</p> <p><b>【 結果 】</b> 路上堆積物では、農耕地の強熱減量、総炭素、総窒素、総リンが最も高く、以下住宅地、幹線道路の順であった。炭素/窒素比は、逆に幹線道路が最も高く、自動車排煙の影響と考えられた。 水質については、農耕地内河川で総窒素が高く、帷子川本流で低い。また総リンは逆に農耕地内で低いのが認められた。底質についても、農耕地内河川で強熱減量等が高く、帷子川本流で低い傾向が認められた。付着物については、帷子川本流でクロフィルaが高く、藻類による寄与がかなり高いと考えられた。 つぎに、路上堆積物と河川内の底質・付着物を比較したところ、路上堆積物の強熱減量・総窒素等は、帷子川本流の底質よりは高かった。また帷子川支流の底質は農耕地・住宅地試料と同程度であり、幹線道路試料は帷子川支流の底質より低かった。付着物は路上堆積物の中でも濃度の高い農耕地試料と同等かそれ以上であった。</p>	



調査研究名	<p style="text-align: center;">水域環境に関する研究 生物群集の多様性に関する研究 —再生河川の生物群集の構造に関する研究—</p>
部 門	<p style="text-align: center;">基礎研究</p>
<p><b>【目的】</b> 河川水質は、公共下水道の普及等による流入排水の減少により、回復傾向にある。一方、河川水量の減少により、生物生息環境としての機能維持が不可能になる可能性も生じている。都市河川における多様な生物群集の生息環境の維持に、下水処理水などの水資源の再利用を進める必要がある。そこで、水資源の再利用により維持されている河川の環境特性と生物群集構造との関係を検討し、多様な群集の維持可能な環境状況を明らかにする。</p> <p><b>【方法】</b> 下水処理水を維持用水として再生された入江川、下水処理水の流入する河川および流入しない河川の中流域、浄水場排水の流入する帷子川を対象とした。調査項目は藻類と底生動物の生息状況、水質や物理的環境状況である。</p> <p><b>【結果】</b> 下水処理水を維持用水として再生された入江川では、藻類食性の底生動物が生息できる礫底の河底構造とすることにより、底生動物の摂食が、人に不快感を与えない程度の藻類量の維持を可能にすることが明らかになった。下水処理水の流入する鶴見川では、藻類群集に水質悪化の兆候が認められたのに対して、底生動物群集では底質の回復を示す種類が群集構成に加わるようになった。また、下水処理水の流入しない大岡川では底生動物群集に底質の回復を示す変化はみられないが、藻類群集構造には水質回復を示す変化が生じた。これは、水生生物の生息にとって、一般河川への下水処理水の流入は、河川水量が維持されることにより底質環境は回復しているが、水質環境の回復は進んでいないことを示している。</p> <p>浄水場排水が流入する帷子川では、水道用水の水源域からの移入生物が、水生生物の多様性に及ぼす効果に関する研究により、良好な水質の浄水場排水と水道用水により運ばれた生物が河川に供給され、広い範囲で生物群集の種多様性が大きくなり、河川生物群集の多様性の向上に寄与していることが明らかにされた。</p>	

調査研究名	<p style="text-align: center;">水域環境に関する研究 生物群集の多様性に関する研究 —水生生物個体群の生態に関する研究—</p>
部 門	<p style="text-align: center;">基礎研究</p>
<p><b>【目的】</b> 分布が限定されてきた在来種のヌカエビを対象に形態的及び酵素タンパク質の電気泳動手法を用いて遺伝的側面から同一集団の変化幅、変異等について解析を行った。今後この手法を用いて得られる遺伝的情報は、在来種の保護育成に関する方策、モニタリングの基礎的資料となるものである。さらに環境教育において在来種の重要性、身近な生物とのつきあい方を新たな視点からバックアップすることができると考える。</p> <p><b>【方法】</b> 種多様性のレベルから大岡川集団を対象に測定条件、遺伝子組成を把握するための酵素項目等の分析条件を検討した。それによって大岡川集団における3地点(OP, O1, O2)の遺伝子頻度の比較、相互の関係を解析した。また近接する他の水系、いたち川集団との関係を見てみた。体サイズ、卵サイズ等の繁殖形質との集団内と他水系との比較を行った。</p> <p><b>【結果】</b> 分析資料は腹部筋肉、アロザイム分析は、Gpi, Mpi, Pgm の3酵素を指標項目とした。各遺伝子座の対立遺伝子は Gpi, Mpi が 2, Pgm が 3 であった。同一水系の分集団間の遺伝子頻度の比較は差がなかった。いたち川水系との比較は、Mpi, Pgm で遺伝子組成の差を示した。</p> <p>形態比較は、池の OP 集団より川の O1, O2 集団の方が体サイズが大きく、額角の歯数が多かった。繁殖形質では、OP と川集団との比較で抱卵数、平均卵体積で差があった。いたち川集団との比較は、形態の額角の下縁歯数、平均卵体積等で差があった。</p> <p>以上から同一水系集団内の繁殖形質等の形態に関する変動幅が大きかったが遺伝的には差がなかった。また水系が異なる集団との遺伝的差が把握されることが示唆された。今後、さらに他水系集団との相互比較を行っていく。</p>	

調査研究名	<p style="text-align: center;">水域環境に関する研究 富栄養化機構の解析 －人工衛星データによる水質解析に関する研究－</p>
部 門	基礎研究
<p><b>[目的]</b> 東京湾の富栄養化機構解析の一環として、また、将来的には水質の広域的監視への発展を目指して、人工衛星データによる水質解析手法について検討した。</p> <p><b>[方法]</b> 1986年から1995年までに取得した東京湾の水質データと同日の人工衛星ランドサットTMデータ10 シーンについて、今までに作成したアルゴリズムを用いて相互の関係について統計解析を行い、その結果を基に水温と透明度について人工衛星データによる推定分布画像を作成した。 解析に使用した水質データは、人工衛星運行時にあわせて取得したものを、衛星データは、リモートセンシング技術センターの研究向けTMデータを用いた。</p> <p><b>[結果]</b> 水温については、遠赤外のバンド6 を用いて、実測値との相関分析をおこなった。その結果、大気中の浮遊粒子状物質が多い時には、実測値との相関が弱く推定値の精度は悪くなる傾向が見られたが、水温の相対的推定は可能であることを明らかにした。 また、透明度については、透明度が0から3mの範囲においては人工衛星データによる推定が可能であることがわかった。 人工衛星の運行時に合わせて調査している平成10年度の赤潮生物調査の結果では、最優占種はどの月も珪藻類で、次いで渦鞭毛藻類と平成9年度と同様な傾向を示した。また、有毒プランクトンの出現はなかった。</p>	

調査研究名	<p style="text-align: center;">水域環境に関する研究 富栄養化機構の解析 － 東京湾の水質の統計解析 －</p>
部 門	基礎研究
<p><b>[目的]</b> 横浜市沿岸域を含む東京湾では、毎年赤潮が発生し水質の改善がみられないことから、第5次水質総量規制のなかでN・P対策が主要な課題になってきている。富栄養化対策を進める上で、過去から現在までの間における東京湾の水質がどのように変化してきたのかを把握しておくことは重要である。そこで、今年度は、基本的な項目である水温と塩分を対象とし、東京湾における水質の空間濃度分布の傾向変動を調べた。</p> <p><b>[方法]</b> 東京湾内の41地点における過去10数年の毎月の公共用水域水質測定結果に2つの統計的手法を適用し、水質の時空間濃度分布を作成した。すなわち、各地点・各項目ごとの時系列データは、統計的には、傾向変動成分、季節変動成分、および測定条件のバラツキに応じて一時的に変動する不規則変動成分からなるとみなすことができる。したがって、データから傾向変動成分をより的確に抽出するためには、傾向変動成分と季節変動成分を分離して推定し、同時に不規則変動成分を除去すればよい。具体的には、まず、各地点・各項目ごとにベイズ型季節調整という時系列解析手法により不規則変動成分を除去し、傾向変動成分の各年の推定値を求めた。次に、各年の推定値から離散薄板補間により東京湾の水質濃度分布を作成した。</p> <p><b>[結果]</b> データの測定開始年度や精度等を考慮し、水温は1980年4月から1995年3月までの15年間のデータについて、塩分は1985年4月から1995年3月までの10年間のデータについて分布図を作成した。 水温はわずかがだが上昇傾向が認められ、塩分は明確な変化は認められなかった。今後は、これらの分布図をもとに、CODや栄養塩の傾向変動の特徴を調べる予定である。</p>	

調査研究名	地盤環境対策に関する研究 地盤および地下水環境調査研究
部 門	基礎研究
<p><b>〔目的〕</b> 地盤環境調査により、本市域の地下環境の詳細を明らかにし、軟弱地盤層における各種地盤災害（地盤沈下、液状化等）の対策検討資料及び事業推進における基礎資料となる地盤環境図等を作成する。</p> <p><b>〔方法〕</b> 次のような調査を行った。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・地盤環境情報資料（主にボーリング柱状図、土質試験結果）の収集とデジタル化</li> <li>・ボーリング調査（帷子川低地 1 地点、大岡川低地 1 地点）</li> <li>・既設 33 井戸の地下水位測定及び既設 6 基地の層別沈下測定</li> </ul> <p><b>〔結果〕</b> ボーリング調査に伴う微化石分析や花粉分析、コア観察等の記録により、本市域の地層の堆積年代や堆積環境を明らかにすることが出来た。 デジタル化されたボーリング柱状図を用いた液状化解析を検討してきたが、液状化の発生しやすい場所が、軟弱地盤層の厚く堆積する河川低地であることが確認できた。さらに、ボーリング柱状図と併せて土質試験結果のデジタルデータを利用することで、より精度の高い液状化解析が可能となった。</p>	

調査研究名	化学物質に関する研究 ダイオキシン類研究事業
部 門	プロジェクト研究
<p><b>〔目的〕</b> 平成 10 年 7 月に当研究所にダイオキシン類の分析施設を導入整備し、急速に展開するダイオキシン問題について、緊急な課題となっている実態把握調査を一般環境大気及び土壌について実施した。</p> <p><b>〔方法〕</b> 平成 10 年度の一般大気調査は、大気汚染常時監視測定局のうち、地域性を考慮して選定した市内 9 地点において、平成 10 年 5 月、8 月、11 月、平成 11 年 2 月に調査した。それぞれ 24 時間大気採取を 2 回連続して実施した。（8 月からの検体を分析設備を導入した当研究所で分析した。）また、土壌調査は、11 月に市内全区について、臨海部市街地、住宅地及び郊外部の公園 20 地点で実施した。</p> <p><b>〔結果〕</b> 一般大気環境調査による市内 9 地点の年平均値は、0.21 ～ 0.41 pg-TEQ/m<sup>3</sup> の範囲内にあり、平均値は 0.32pg-TEQ/m<sup>3</sup> であった。地点別にみると、鶴見区生麦小学校及び旭区鶴ヶ峯小学校で 0.41 pg-TEQ/m<sup>3</sup> と最も濃度が高く、次いで西区平沼小学校で 0.39 pg-TEQ/m<sup>3</sup>、瀬谷区南瀬谷小学校で 0.37 pg-TEQ/m<sup>3</sup> の順となっていた。一方、栄区犬山小学校では、0.21 pg-TEQ/m<sup>3</sup> と最も濃度が低かった。なお、年平均値は、各調査地点とも環境庁で定めている大気環境基準値（年平均値 0.6 pg-TEQ/m<sup>3</sup>）を下回っており、環境庁調査の全国的な測定結果と比較すると、概ね大都市並の値に近い傾向であった。 土壌調査による市内 20 地点の濃度範囲は、金沢区沢木谷公園の 0.21 pg-TEQ/g ～青葉区千草台第一公園の 14pg-TEQ/g であり、全地点の平均濃度は 3.0 pg-TEQ/g であった。濃度は、環境庁が定めた暫定ガイドライン値（1,000 pg-TEQ/g）を大幅に下回っていた。</p>	



調査研究名	<p style="text-align: center;">化学物質に関する研究 未規制物質の環境中における挙動調査</p>
部 門	<p style="text-align: center;">プロジェクト研究</p>
<p><b>[目的]</b>  農薬の河川への流出特性は、散布時期、土地利用形態、気象条件などによって大きく影響され、また、水溶解度など農薬の物理化学的性質によっても影響される。これら農薬の中には、環境ホルモン作用を持つと疑われているものが多くあることから、それらが水生生物の繁殖期に高負荷を与えれば、その影響は大きいと考えられる。そこで、市内河川を対象に、農薬の負荷量の季節変化を把握することを試みた。</p> <p><b>[方法]</b>  市内河川の6地点において、1年間毎月の頻度で、約30種類の農薬（殺虫剤7種類、殺菌剤4種類、除草剤7種類）および農薬の分解物質（殺虫剤1種類）を調査した結果をもとに、負荷量を算出した。</p> <p><b>[結果]</b>  水田などで使用される殺虫剤のジクロロボス・フェニトロチオン・フェンチオン、殺菌剤のイプロベンフォス、および除草剤のモリネート・シメトリン・チオベンカーブなど農薬は夏季に高い負荷量を示した。除草剤のシマジンやアトラジンの負荷量は年間を通して大きな変化を示さなかった。一方、シロアリ駆除剤などに使用されるクロロピリフォスは冬季でも一時的に負荷量が高まるがあったが、この理由として、降雨などによる流出が考えられる。</p>	

調査研究名	<p style="text-align: center;">化学物質に関する研究 地下水汚濁対策に関する研究</p>
部 門	<p style="text-align: center;">プロジェクト研究</p>
<p><b>[目的]</b>  揮発性有機塩素化合物は、地下水中で生物学的あるいは非生物学的な分解作用を受け、より低塩素数の化合物に変化する。その分解過程を反応速度論に基づくモデル式で近似し、そのモデルの法則性や化学量論的な関係を応用することによって、汚染源の位置の推定や汚染の拡がり程度の予測などに活用できるように検討した。</p> <p><b>[方法]</b>  揮発性有機塩素化合物をよる地下水汚染の多くは、テトラクロロエチレンやトリクロロエチレンそして1,1,1-トリクロロエタンによる単独汚染と、それらによる複合汚染が認められている。これらの汚染形態別のモデル式を求めた。</p> <p><b>[結果]</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>(1)テトラクロロエチレンは、嫌気条件下で微生物の作用を受け、トリクロロエチレンを経て主にシス-1,2-ジクロロエチレンまで分解し、その分解反応は連続一次反応式で近似できる。</li> <li>(2)トリクロロエチレンは、シス-1,2-ジクロロエチレンまで分解し、その分解反応は一次反応式で近似できる。</li> <li>(3)1,1,1-トリクロロエタンは、微生物的には1,1-ジクロロエタンに、そして化学的には1,1-ジクロロエチレンに分解され、それぞれの分解反応は一次反応で近似できる。</li> <li>(4)混合汚染については、(1)と(2)と(3)のそれぞれ場合に分けて、モデル式を組み合わせればよい。</li> </ol> <p>これらの結果は、ボーリング調査前に汚染源を絞り込むことによってボーリングの地点数を削減すること、汚染地下水や汚染土壌の浄化対策後の効果を精度良く評価することなどに役立てることができると考えられる。</p>	

調査研究名	<p>エコシティに関する研究</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・エコシティに関する研究</li> <li>・横浜環境史の作成</li> </ul>
部 門	プロジェクト研究
<p><b>〔目的〕</b></p> <p>環境問題、都市問題の解決策として、エコシティ(自然共生都市)への期待が世界的に高まってきている。エコシティは20世紀の都市づくりとは異なる都市論であり、その実現には新しい計画論や技術論の構築が求められている。その際、エコシティをキャッチフレーズに終わらせないためには、欧米のエコシティ論の移入ではなく日本の風土及び社会条件に適応し、かつ市民的合意形成の可能な理論と技術を組み立てていく必要がある。</p> <p>そのような視点から、エコシティに関する研究では、「ゆめはま2010プラン」の「環境エコアッププラン」の推進と連携を図りつつ、エコシティの概論的研究すなわち日本のエコシティの計画論及び技術論(環境デザイン)の研究を行い手法の確立を目的とする。</p> <p>横浜環境史の作成は、今後の環境保全施策を行う上での基礎資料の整理を目的とする。</p> <p><b>〔方法〕</b></p> <p>エコシティに関する研究は、研究会を設置し、研究方法、研究結果等について専門的意見を踏まえるとともに、ワーキングチームを作り、専門分野を分担・協力しながら横浜の生態的構造の把握、エコロジーマップの作成、エコアップ技術情報の総括等環境デザインの研究によって具体的データの整理蓄積を行った。このデータをもとにエコシティの計画論の調査研究の研究を行った。エコシティの計画論では、自然共生都市の背景と課題、日本の自然共生都市、自然共生都市への方法論を検討し、横浜型自然共生の方法と課題について試案を作成した。</p> <p>横浜環境史の作成にあたっては、市の行政資料、市内で活動する市民団体の情報誌(ミニコミ誌)、新聞記事などを基に横浜市の自然環境に関する事例及び関連する国や神奈川県を中心とした他の自治体の施策、市民活動などを年表に収録した。</p> <p>対象とした自然環境は、「緑」「生物」「水(川、海、湖沼など)」である。但し、本年表では、大気汚染や水質汚染といった公害に関した事例は除いた。</p> <p>年表は、「横浜市」と「国内・外」に分けて作成し、それぞれを「行政」「市民活動」「その他」の3者に分類した。行政や市民、企業などが協同して取り組んだ事例については、主体あるいは主導となった側に分類し、「その他」の項目には、企業、国際的事例、情勢、災害などを収録した。</p> <p><b>〔結果〕</b></p> <p>日本人の自然との関わりかたとして、季節変化や生き物と親しむ生活文化は日本固有の自然との共生といえる。また稲作文化は水田と里山を骨格とする固有の生態系「田園生態系」をつくり生物相もその生態系に適応した生物相(農耕文化依存種)が形成される。日本の自然は、稲作文化によって培われてきたものであり、都市型社会に移行するおよそ30年前までは、自然との共生は当たり前のことであった。</p> <p>横浜は谷戸地形が極めての多く発達している地域であり、原地形では3500カ所以上の谷戸が確認され、古くから谷戸田として利用されていた。現在は「比較的谷戸らしさ」を残しているもので1000カ所程度、その中で「将来的にエコアップの可能性が高い谷戸」は287カ所、さらに横浜的谷戸としての原風景を強く残し「谷戸生態系の再生の可能性の高い谷戸」は181カ所であった。谷戸は「一つの生態系の単位空間」=「谷戸生態系」としてとらえることが出来る。谷戸生態系は、雑木林の里山と谷間の谷戸田、ため池等を骨格とする田園の二次自然であり、小規模な空間ではあるが多様な水と緑の複合生態系をなし生物多様性に富んだふるさと生物の宝庫であった。</p> <p>谷戸は「生物環境保全機能」の他に「源流機能」も有している。鶴見川、境川流域の一部を除く市内河川は、すべて源流から河口まで市域内で流域が収まっている。一つ一つの源流の湧出量は毎秒数リットルオーダーと少ないが、ホタル、ホトケドジョウ、アブラハヤなどの生息する清流であり、そうした源流があるということは河川の再生にとって極めて有利な条件である。</p> <p>横浜型エコシティ形成のシステムを考えるにあたっては、横浜の地形、すなわち丘－川－海といった水系を軸に流域を基本単位として構成することが重要である。そして流域毎にメインシステムとして水系を軸とした丘陵地、谷戸(斜面地)、低地、川、海の地形のつながりをとらえ、各地形を対応させて自然環境となる土地利用の対応をはかり、サブシステムとして、都市的オープンスペースを軸とした公園、緑道、学校、街路樹等の飛び石ネットワークによって行う試みを作成した。</p> <p>横浜環境史では、横浜市及び国内・外の自然環境に関する年表 1970(昭和45年)～1998年(平成10年)にまとめた。</p>	

調査研究名	都市持続に関する研究 酸性雨に関する研究 －酸性雨モニタリング調査－
部 門	プロジェクト研究
<p><b>〔目的〕</b> 環境庁が報告しているように、現在、日本では欧米並の酸性雨が降り続いており、さらに急速に工業化を進める東アジア近隣諸国からの影響も懸念されている。このため、横浜市環境科学研究所では、1984年より継続して酸性雨の監視を行っている。</p> <p><b>〔方法〕</b> 横浜市磯子で1998年1月～12月の1年間、自動雨水採取装置により雨水（湿性沈着物）、乾性沈着物を分別採取して、これらのpH及びNO<sub>3</sub><sup>-</sup>、nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>等の酸性雨原因物質、nssCa<sup>2+</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>の中和物質等を分析した。</p> <p><b>〔結果〕</b> 1998年の雨水の年平均pHは4.83、湿性のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、nssCa<sup>2+</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>の年沈着量はそれぞれ65.0、44.8、35.0、73.9 (meq/m<sup>2</sup>/年)、乾性のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、nssCa<sup>2+</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>の年沈着量はそれぞれ29.2、23.6、69.0、4.2 (meq/m<sup>2</sup>/年)であった。 これを経年的にみると、湿性については1998年のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>の沈着量（酸性雨原因物質）は、例年よりやや多めで減少の傾向はなく、依然、本市は欧米並の酸性雨が降り続いていく状況となっている。一方、乾性沈着量はやや減少傾向となっている。</p>	

調査研究名	都市持続に関する研究 酸性雨に関する研究 －酸性雨による器物影響調査－
部 門	プロジェクト研究
<p><b>〔目的〕</b> 欧米、中国等では、酸性雨による影響が深刻であり、その影響は森林、湖沼などの生態系だけでなく、歴史的な建造物等にも及んでいる。本市においては少なくともここ10数年間、欧米並の酸性雨が降り続いていく状況にあることから、酸性雨による影響がでている可能性がある。そこで、ブロンズ像を中心とした器物影響の調査を行った。</p> <p><b>〔方法〕</b> 市内の屋内外のブロンズ像（63体）、銅葺屋根、大理石墓石、コンクリートつらら等について、劣化の状況、腐食生成物の同定、溶出物の分析等を行い、劣化の成因等を調べた。また、試験板を用いた人工酸性雨による腐食生成物実験、溶出物実験や都市部と清浄地域による金属溶出量比較調査等も実施した。</p> <p><b>〔結果〕</b> 市内の屋外のブロンズ像の大半に青白色の腐食生成物が生成していた。この原因について、種々の調査結果を総合的に判断した結果、その主因は酸性雨によるものであり、酸性雨により腐食物が生じ、また、酸性雨によりブロンズ像の成分が溶出したものと判断された。</p> <p>なお、これらの調査結果は一冊の報告書「酸性雨に関する調査研究報告書Ⅱ－酸性雨による器物影響－」としてまとめている。</p>	



調査研究名	都市持続に関する研究 酸性雨に関する研究 一市内森林土壌の酸性化の実態と中和能力調査一
部 門	プロジェクト研究
<p><b>〔目的〕</b> 丹沢のブナ、モミ、関東山地のスギ枯れ等、各地で森林の衰退が問題となっている。この一因として酸性雨による土壌の酸性化が指摘されている。本市においては、現在のところ森林衰退は認められていない。しかし、現在、欧米並の酸性雨が降り続いている状況にあることから、このままいくと、土壌が酸性化して森林が衰退していく可能性がある。そこで、これを未然に防ぐために、市内の森林土壌の酸性化の実態、中和能力を調査した。</p> <p><b>〔方法〕</b> 横浜の土壌は大きく分けて、褐色森林土、黒ボク土、グライ土に大別される。酸性雨の土壌への影響予察図（環境庁）によれば、これらはそれぞれ、中～弱、中～強、最強、となっている。調査は土壌種別に行い、10年度は金沢区、磯子区等の市民の森を中心とした7地点で褐色森林土、黒ボク土を調べた。 調査方法としては表層土壌を採取し、土壌の成分組成、土壌の pH (H<sub>2</sub>O)、pH (KCl)、交換性塩基量、塩基交換容量等を測定した。</p> <p><b>〔結果〕</b> 7地点の土壌の pH (H<sub>2</sub>O) は 5.4 ～ 7.3、pH (KCl) は 3.8 ～ 5.2、交換性塩基総量（交換性 Ca+Mg+Na+K）は 1.3 ～ 14.2 (meq / 100g) の範囲にあり、地点によりかなり幅があった。pH の低い地点は森林被害のみられる丹沢と同程度の酸性度となっていた。また、一部に交換性塩基総量（中和能力）が非常に小さい地点もみられた。</p>	

調査研究名	化学物質に関する研究 ヒートアイランドに関する研究
部 門	プロジェクト研究
<p><b>「目的」</b> 平成9年度に引き続き地上での放射温度と地表の分光特性の観測と人工衛星データより植生減少による地表温度の上昇予測モデルの改良を行った。</p> <p><b>「方法」</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・月1回の晴天日での地表での放射温度と分光特性の観測</li> <li>・ランドサット衛星データの解析</li> <li>・3小学校での気温の観測（森林域：氷取沢小、内陸市街域：大岡小、臨海市街域：生麦小）</li> </ul> <p><b>「結果」</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・過去3年間でのモデルによる地表温度の上昇予測を行う。その結果植生減少率100%での横浜市での地表温度の上昇は0.2～0.5℃程度と推測された。この場合の夏の晴天日の正午前後では地表温度は4～5℃程度現状より高くなるものと推測された。</li> <li>・本市での緑の環境目標値である20%の緑地を確保しても夏の晴天日の正午前後では地表温度が2.5～3℃程度現状より高くなるものと推測された。</li> </ul>	

# 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査 (第4報)

## — 柏尾川水系 —

小市佳延, 福嶋 悟 (横浜市環境科学研究所)

### Character of river bed sediments in Yokohama city (4th)

#### — Kashio river —

Yoshinobu Koichi, Satoshi Fukushima  
(Yokohama Environmental Science Research Institute)

キーワード: 河成堆積物, 底質調査, 付着物

#### 要 旨

横浜市南部の柏尾川水系において、河床の底質および付着物の性状を1997年および1998年に調査した。その結果、柏尾川の底質は濃度の高い源流域を除くと、IL 1.6~3.2%, T-N 0.28~0.67mg/gなどで、これらは市内の中小河川の帷子川より低く、大岡川より高い範囲にあった。底質中の有機物への藻類寄与率はほとんどが1%前後であり、以前調査した帷子川と同程度の低さであった。いたち川の源流域の底質ではIL 8.1%, T-C 29.2mg/g, T-N 2.1mg/gなどと高く、これはT-Pを除いて横浜市内の源流域の中では最も高い値であった。付着物は川上川の源流域がIL 23%, Chl. a 約3mg/gなどと高く、柏尾川本流は低い傾向にあった。源流域における付着物のC/N値は1997年の夏には14前後と高く、有機物分解が進んでいると考えられた。栄養塩の存在形態としては、柏尾川の下流の地点で底質中のリンが無機化合物として特異的に多く含まれていると考えられた。

#### 1. はじめに

横浜市内の河川では、県の測定計画や市独自の中小河川調査などによって水質については定期的にデータが多数得られている。さらに、横浜市では長年にわたって生物相調査や生態調査も行っており、この中で魚類・底生動物・付着藻類等の詳細調査の一環として水質も測定されている。一方、水の下の方河床堆積物は水中の懸濁物質が堆積したものや、水中の栄養塩等を摂取して生長した細菌・藻類等で構成されている。このため、河床堆積物は時々刻々変化する水質とは異なり、その水域の有機汚濁の履歴を反映したものと考えられる。しかし、水質と関連があると考えられる河床に堆積している底質や付着物については調査の数も少なく、データも未整備である。

このようなことから、1995年より横浜市内河川の河床堆積物を水系別に調査してきた<sup>1~3)</sup>。今回は横浜市南部を流れる柏尾川について、水質測定点や生物調査の地点で河床堆積物の理化学的調査を行ったところ、若干の見解が得られたので報告する。

#### 2. 調査方法

##### 2-1 調査地点

柏尾川水系は横浜市南部に位置する。港南区野庭を源とする永谷平戸川と瀬谷区三ツ境からの阿久和川が合流して柏尾川と名称を変えて南下した後、市境の手前で円海山を源流とするいたち川と合流する。さらに、市境を越えた藤沢市で境川と合流し、相模湾に注いでいる。

支流の流域には山林を開発した住宅地が、また本流の流域には工場・住宅地が広がっている。

調査地点の柏尾川水系の9地点を図-1および表-1に示す。Ks-1およびKs-8は源流域、Ks-2~4は本流の地点である。

1996年の生物相調査<sup>4)</sup>や1997年の水質測定結果<sup>5)</sup>によると、源流域(Ks-1, 8)ではBOD 1mg/l前後、また中流域(Ks-2, 3, 6, 7)のBODは3mg/l台と低いが、下流の市境付近の鷹匠橋(Ks-4)では6.8mg/lと高くなる。また、栄養塩類の指標である全窒素・全リンは中流域(Ks-3)で4mg/l, 0.1mg/lなのが、下流域(Ks-4, 9)では11mg/l, 1.1mg/lと増加する傾向がある。

##### 2-2 調査期日および試料採取方法

調査は1997年夏(9月2日)および1998年春(4月22日)に行った。

各地点における河床堆積物として、底質および付着物を採取した。試料採取方法は既報<sup>1)</sup>のとおりである。

##### 2-3 試料調整法および測定項目

試料の調整方法および測定項目は既報<sup>1)</sup>のとおりである。なお、測定項目のうち、藻類寄与率は、付着藻類のILに対するChl. aの割合を1.5%と仮定して算出した。

#### 3. 結果と考察

##### 3-1 底質

##### 3-1-1 粒径割合, 微細泥率

底質を粒径2-1mm, 1-0.075mm, 0.075mm以下の3種類

表-1 調査地点

地点	地点名	支川名	河床状態
Ks-1	石原	川上川	砂礫
Ks-2	渡戸橋		砂礫
Ks-3	大橋		砂
Ks-4	鷹匠橋		砂
Ks-5	岡津	子易川	礫
Ks-6	ト一ヨ一橋	阿久和川	砂礫
Ks-7	元舞橋	舞岡川	砂泥、礫
Ks-8	杉之木橋上流	稲荷川	砂礫
Ks-9	いたち川橋上流	いたち川	砂礫

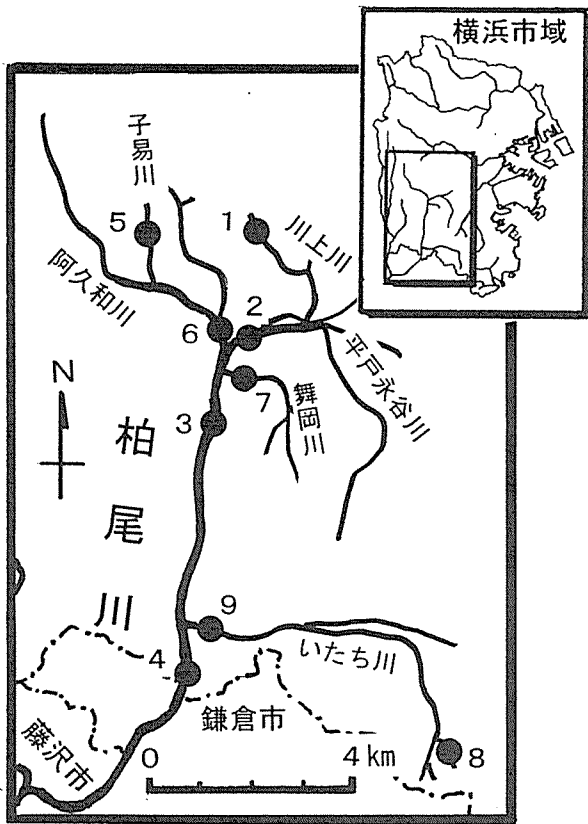


図-1 調査地点図

に分け、それぞれの割合を求めた結果を図-2に示す。

本流のKs-2では粒径2-1mmの割合が38%および54%と大きいのが認められる。一方、粒径0.075mm以下の割合すなわち微細泥率は5%前後であり、これはKs-3, 4の2-5%とほぼ同一である。

支流のKs-5では粒径2-1mmの割合が46, 54%と半分近くを占め、これは全地点中最も高い値である。微細泥率も7%, 5%あり、本流と同等かそれ以上である。Ks-5の河床は礫が中心であり、礫の付着物が剥離して礫間に蓄積したものと考えられる。

Ks-7の微細泥率は8%, 11%とやや高い。この地点は舞岡川が本流に合流する直前の、やや緩やかな流れの場所であるため、微細泥が堆積しやすいと考えられる。

源流域のKs-8では微細泥率が30%, 24%と高く、これは全地点中最高値であるのが認められる。また粒径2-1mmの割合が1997年は7%だったのが1998年は26%と増加している。この地点は山林の中の自然河川であり、兩岸の土が崩れて河床の底質になったためと考えられる。

### 3-1-2 IL, T-C, T-N, T-P, Chl. a

ILやT-C等の結果を図-3に示す。ILは1.6~8.1%, T-Cは3.77~29.3mg/g, T-Nは0.277~2.13mg/g, T-Pは0.297~0.777mg/g, Chl. aは0.0018~0.0364mg/gの範囲にある。

Ks-1ではILが約2.5%と低い、T-C約10mg/g, T-N約0.5mg/g, T-P約0.35mg/gなどは、ILと異なりやや高いのが認められる。Ks-1は山裾の源流域で、兩岸が石造りの水路である。水量も少なく天候変化を受けにくい、

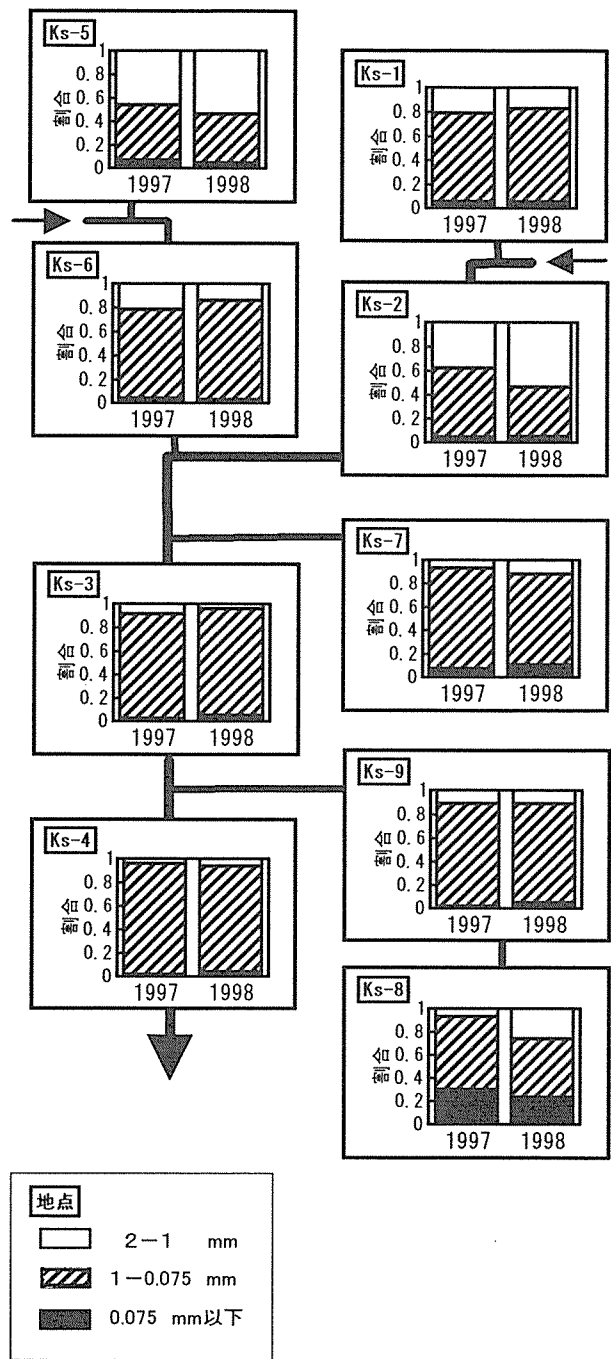


図-2 底質の粒径割合



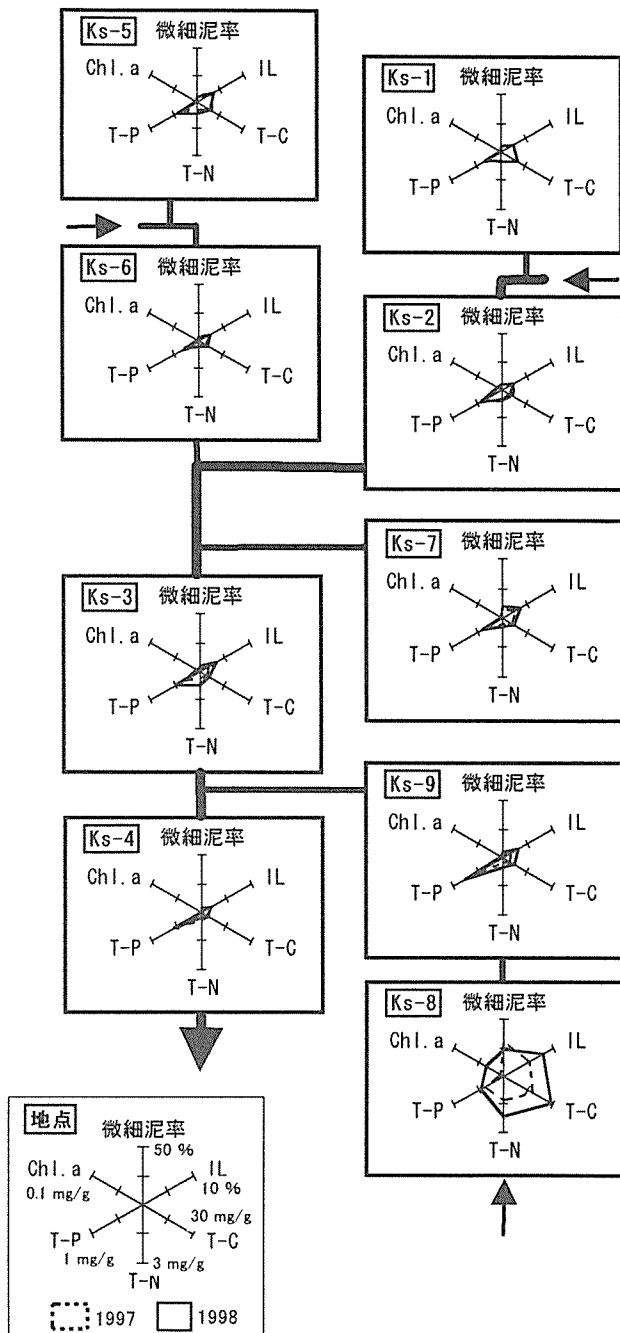


図-3 底質の測定結果

増水による底質の掃流もあまりなく、剥離した付着物が残存しているものと考えられる。

Ks-2ではILが約2.5%、T-C約6mg/gなどと源流域のKs-1より低い、Chl. aは0.011mg/g前後と調査した柏尾川水系の中では高めである。Ks-2は川幅があり、中州のみられる瀬で、日照も良いため付着藻類が生育しやすい環境にある。このことが底質のChl. aの値に反映したものと考えられる。

Ks-3も本流の瀬であり、Ks-2同様1997年はIL 1.9%、T-C 4.3mg/gなどと低く、Chl. aは0.010mg/gとやや高い。

Ks-4は柏尾川水系の最下流端に位置し、IL 1.8%前後など、T-Pを除いて調査地点中最低の値となっている。T-Pは約0.57mg/gであり、ILなどが同レベルの他の市内河川と比較しても春・夏の値としては高いのが認められる。

Ks-5ではIL 3%台など平均的な値だが、Chl. aは0.002mg/gと低いのが認められる。Ks-5は竹林と高い護岸で囲まれた日照の悪い地点であり、付着藻類が少ないため、これが底質中のChl. aが低い原因になっているものと考えられる。

Ks-8の各値は全地点の中でも高い傾向にあり、1997年のIL 5.4%、T-C 17.9mg/g、T-N 1.3mg/gは全地点中最高である。これらは1998年はさらに高い値となり、それぞれ8.1%、29.2mg/g、2.1mg/gである。さらに1998年はChl. aも0.036mg/gと高いのが認められる。Ks-8は源流域の林の中にある沢で、夏は上空が木々の葉に遮られて日当たりが悪いが、春先は葉がまだ繁らないため日当たりも良い環境にある。このことが底質中のChl. a濃度の差に現れたと考えられる。

Ks-9ではILが1.7%および3.1%と低いにもかかわらず、T-Pだけが0.533mg/gおよび0.778mg/gと高いのが認められる。これは源流のKs-8のT-Pより高い。Ks-9での水質のT-N、T-Pは平均で11.3mg/l、1.2mg/lと高いため、水中のリン化合物が底質に移行していることも考えられる。

Ks-8を除くと他の地点はIL 1.6~3.2%、T-C 4.3~10.6mg/g、T-N 0.28~0.67mg/gである。これらは同じ中小河川の帷子川よりはやや低く、大岡川よりは高い範囲にある。Chl. aは1997年はKs-2、3が0.01mg/g前後と全地点の中では高いのが認められる。しかし、この値は大

表-2 市内源流域の底質

地点名	微細泥率 (%)	IL (%)	T-C (mg/g)	T-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl. a (mg/g)
T-11 宮前橋	1995夏	9.6	4.5	8.90	0.721	0.0069
	1996冬	11.1	5.3	14.68	0.951	0.0091
KT-6 程ヶ谷カトリ横	1996夏	10.3	5.4	17.16	1.049	0.0007
	1997冬	15.0	4.8	16.03	0.949	0.0012
OK-1 氷取沢	1996夏	3.5	1.1	2.41	0.126	0.0004
	1997冬	7.6	1.9	4.53	0.344	0.0169
Ks-1 石原	1997夏	5.4	2.7	10.60	0.500	0.0037
	1998春	5.5	2.5	10.50	0.490	0.0028
Ks-8 杉之木橋上流	1997夏	30.3	5.4	17.94	1.301	0.0072
	1998春	23.7	8.1	29.27	2.130	0.0364

岡川の夏の値と同じであり、その他の地点は0.002～0.007mg/gの範囲で、これは帷子川と同程度の低い値である。

源流域のKs-8を他の河川の源流域と比較すると、表-2に示すようにKs-8の微細泥率は源流域の中で最も高く、IL、T-CおよびT-Nは1997年の場合、K-6と同じ程度に高い。1998年はChl.aも加えて、Ks-8が最も高いのが認められる。それにひきかえT-Pは0.38および0.47mg/gとやや低い。

### 3-1-3 C/N値, N/P値, 藻類寄与率

C/N値<sup>6,7)</sup>, N/P値<sup>8,9)</sup>, 藻類寄与率<sup>10)</sup>を図-4に示す。

有機物分解の指標となるC/N値は8.8～23.8で、ほとんどの地点が10以上である。富栄養化の傾向を示すN/P値は0.5～4.5の範囲にあるが、ほとんどが1.6以下と低い。有機物への藻類寄与率は0.4～3.6%だが、大部分が1%前後である。これは夏季の鶴見川や大岡川より低く、夏季の帷子川と同程度の低さである。

Ks-1のC/N値は21.2, 21.5と20を越えており、かなり有機物分解が進んだ底質と考えられる。藻類寄与率は0.9%および0.8%と低い。水量の少ない源流域のため、古い底質が掃流されにくく、また周辺は木々に覆われて日照も悪いため、藻類由来の有機物も少ないと考えられる。

Ks-2では1998年のC/N値が9.0と低く、また藻類寄与率は兩年とも3%前後と、柏尾川の中では高い値であるのが認められる。Ks-2は日当たりの良い瀬であることから、分解初期の剥離藻類などが底質中に存在すると考えられる。

Ks-3ではC/N値は1997年に12.8, 1998年に8.8とKs-2同様低い。藻類寄与率は1997年が3.6%と高かったのに対し、1998年は0.9%と低いのが認められる。水量のある瀬であることから、増水時には底質が掃流されることが多く、底質も比較的新しいと考えられる。

Ks-4ではC/N値が1997年は10.6, 1998年は8.8と柏尾川中最も低い。またN/P値も0.7および0.5と低い。さらに藻類寄与率も1998年は0.6%と低い。Ks-4は両岸が垂直のコンクリート壁で、河川内には障害物のない直線水路である。このため水通しがよく、古い底質は溜まりにくい構造になっているので、C/N値が低いと考えられる。

Ks-5ではC/N値が1997年は23.8と高いのに対し、1998年は13.2と低くなっているのが認められる。藻類寄与率は兩年とも0.5%と全地点中最も低い。Ks-5はC/N値の高いKs-1と数値が類似している。周囲も竹林と護岸に挟まれた日照の悪いところであるが、ただKs-5の方が川幅も水量も大きいので、降雨による増水の影響が大きく、C/N値が変動したと考えられる。

Ks-6, 7はC/N値が14.8～18.3と高く、有機物分解の進んだ底質と考えられる。

Ks-8ではC/N値は13.8で、やや有機分解の進んだ底質と考えられる。N/P値は1997年が3.4, 1998年が4.5と他の地点と比べると突出して大きいのが認められる。かつて東京都神田川でスカムや表層底泥のN/P値が4以上になった例がある<sup>11)</sup>。もっともこれらはT-N約18mg/g, T-P約4mg/gと高く、今回のKs-8の濃度はおよそその1/10で

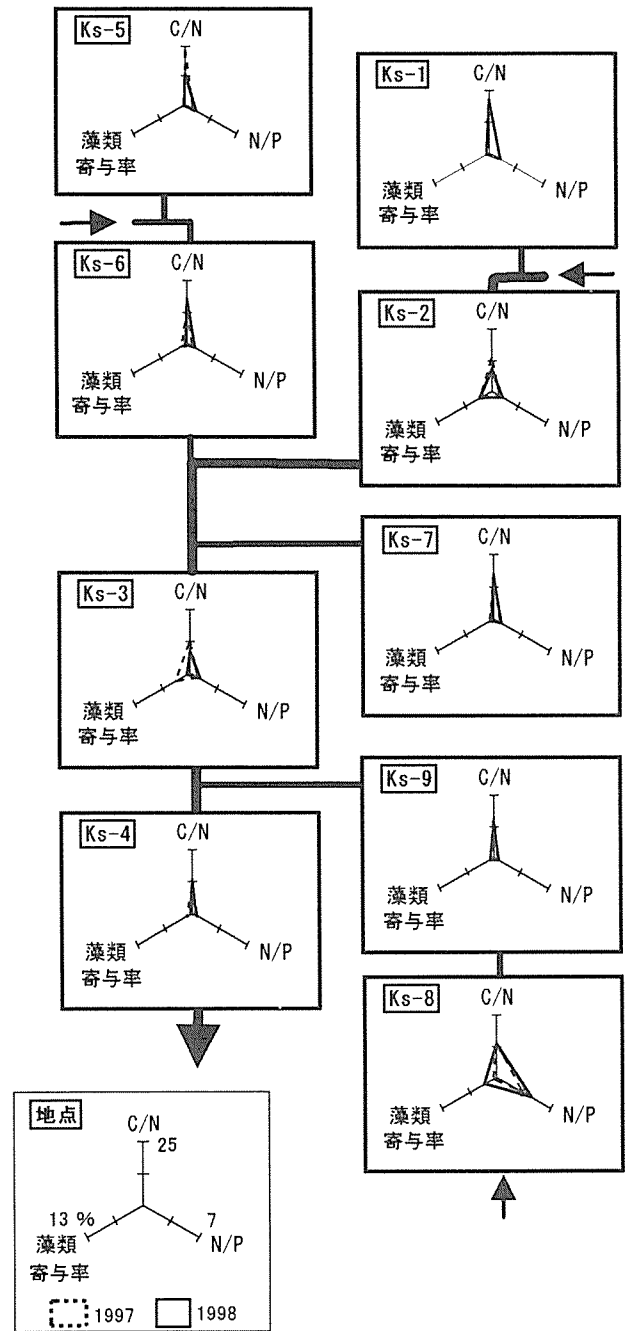


図-4 底質のC/N値, N/P値, 藻類寄与率

ある。また藻類寄与率は1998年が3.0%と高い。Ks-8は源流域で、水量が少なく水深も浅い。底質の微細泥率やIL等の濃度も高いことから、河床全体に、剥離した付着物および周辺土壌由来の底質が混在しているものと考えられる。

Ks-9ではN/P値が1997年0.5, 1998年0.6と低く、Ks-4と同様に特異な地点であるのが認められる。両地点ともT-NにくらべてT-Pの濃度が高いことによるもので、リン化合物が蓄積されている地点と考えられる。

### 3-2 付着物

調査地点のうち、1997年のKs-4では基質となる石等を採取できなかったため欠測とした。

#### 3-2-1 付着量, IL, T-C, T-N, T-P, Chl.a

付着量などの測定結果を図-5に示す。付着量は0.06

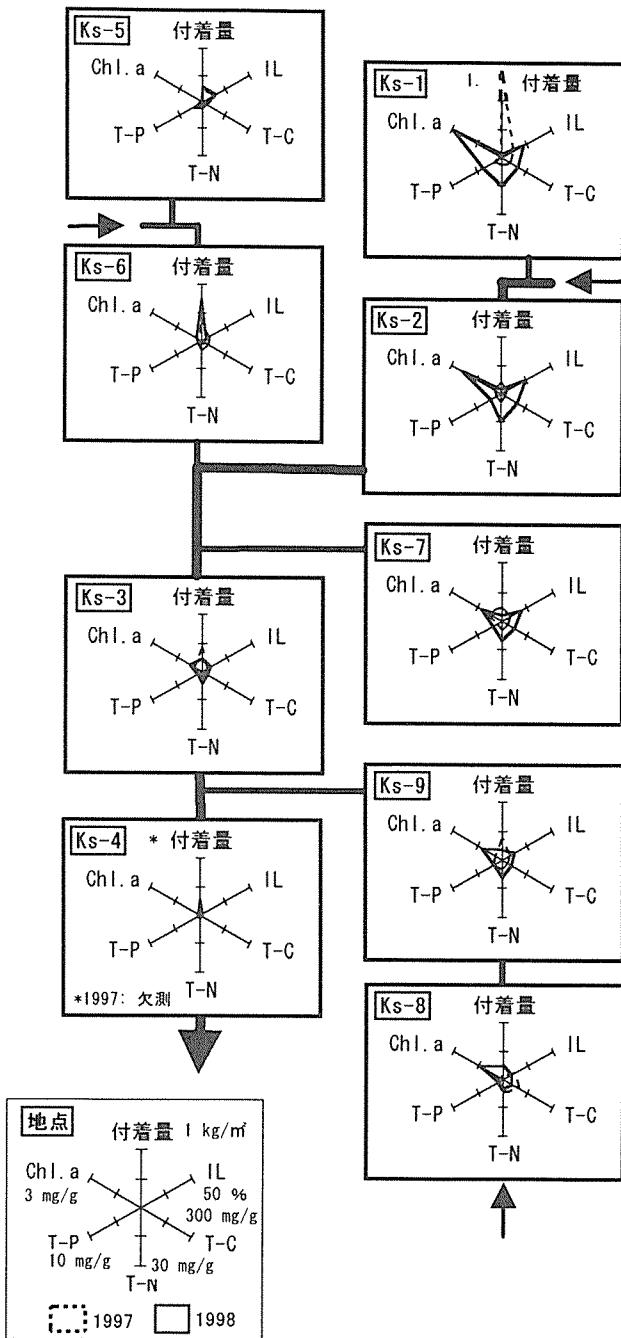


図-5 付着物の測定結果

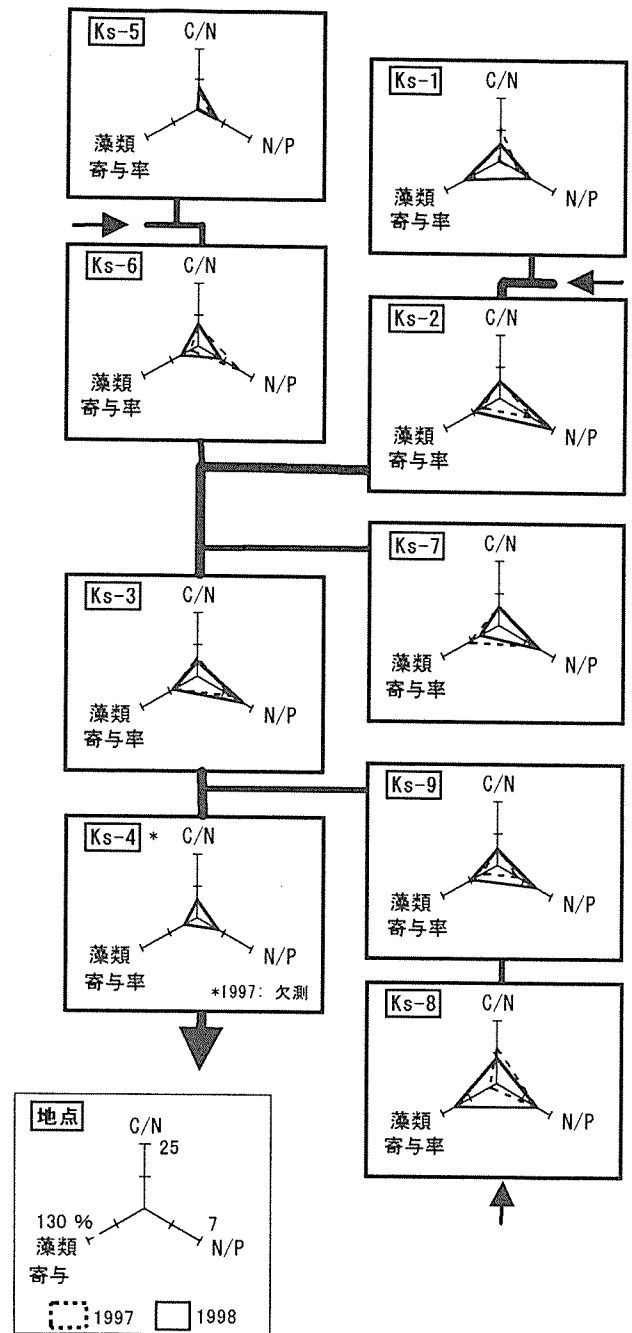


図-6 付着物のC/N値, N/P値, 藻類寄与率

～1.52kg/m<sup>2</sup>, ILは3.2～25.5%, T-Cは11.0～101mg/g, T-Nは1.55～15.1mg/g, T-Pは0.55～3.90mg/g, Chl. a 0.09～2.96mg/gの範囲にある。

Ks-1では1997年は付着量が1.52kg/m<sup>2</sup>と全地点中最高、濃度項目もIL 12.1%, T-C 54.1mg/gなど高いのが認められる。1998年は付着量は反対に全地点中最も低くなったものの、IL, T-C等の濃度は23.0%, 101mg/gなど最も高い値であるのが認められる。特にChl. aについては1997年は最低であったのが、1998年は2.96mg/gと最も高い値となった。1998年は春の調査であり、周囲の木々による日照の妨げも少なかったため、付着藻類の生育がよかったと考えられる。

Ks-2では1997年は付着量もIL等の濃度も低い。1998年は付着量は低いものの、濃度はKs-1につぐ高い値で、

特にILは25.5%と全地点中最も高いのが認められる。

Ks-3では1997年は付着量が0.44kg/m<sup>2</sup>とやや大きいものの、IL 5.8%, T-C 26.1mg/g等の濃度は低く、底質のそれに近い。1998年は1997年にくらべて付着量は4割減と低くなったものの、IL等の濃度は4割増の値となっているのが認められる。

Ks-4は1998年の結果しかないが、付着量は0.28kg/m<sup>2</sup>とあるものの、IL 3.2%, T-C 11.0mg/gなどと全地点中最も低い。Ks-4は今回の調査では最下流の地点であり、川幅・水量とも大きい。河川増水時に再浮上した底質は平水になると沈降し、それが付着物中に多く含まれたものと考えられる。

Ks-5では付着量0.2kg/m<sup>2</sup>, IL 13%前後と本調査河川での平均的な値となっているが、これらにくらべてT-C,

T-Nなどが低く、特にChl. aでは全地点中最も低い0.01mg/g以下である。このChl. aの値は底質中の高い部類と同程度である。この地点は竹林と高い護岸に挟まれた日照の乏しい所であり、付着藻類の生育が悪いためと考えられる。

Ks-6では1998年は付着量が0.748kg/m<sup>2</sup>と高い反面、IL 5.5%、T-P 0.651mg/gなどかなり低く、Ks-4につぐ低い値である。

Ks-7では1997年はChl. aが0.94mg/gと他の地点にくらべて高い。1998年は1997年にくらべて付着量が半分になったのにひきかえ、IL、T-Cなどが2倍近くになっているのが認められる。

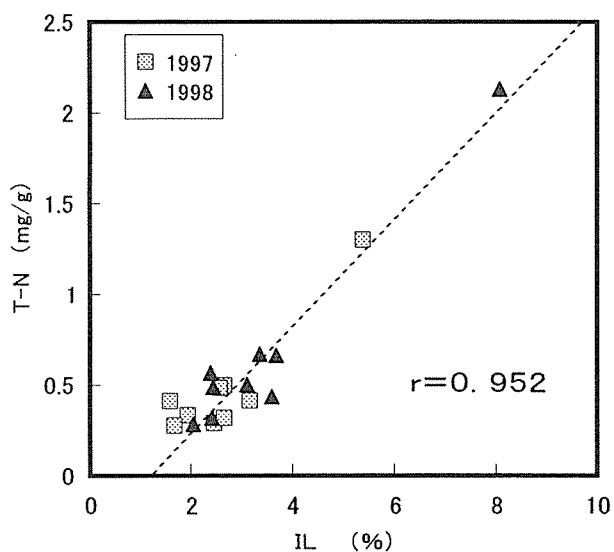
Ks-8では1997年は付着量が0.06kg/m<sup>2</sup>と全地点中最も低い値なのに対し、IL、T-C、T-Nは13.0%、99.4mg/g、6.87mg/gと全地点中最も高い値である。1998年は付着量、Chl. aが0.253kg/m<sup>2</sup>、144mg/gと増加しているのが認められる。

Ks-9ではT-Pが約2mg/gであり、底質同様、ILやT-Cなどの値にくらべてT-Pが高いのが認められる。

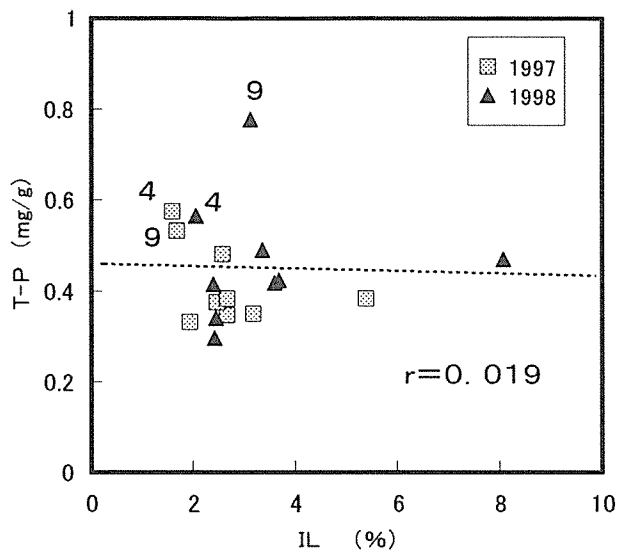
### 3-2-2 C/N値、N/P値、藻類寄与率

付着物のC/N値などを図-6に示す。拍尾川の付着物のC/N値は6.1~14.5であり、前述の底質のC/N値8.8~23.8より低いのが認められる。N/P値は1.8~6.5であり、他の河川同様底質より高い値となっている。藻類寄与率は1.9~102%と幅広く、地点によって差があるが、総じて1997年より1998年の方が高い傾向がみられる。また、底質の0.4~3.6%とはかなりの差があるのが認められる。

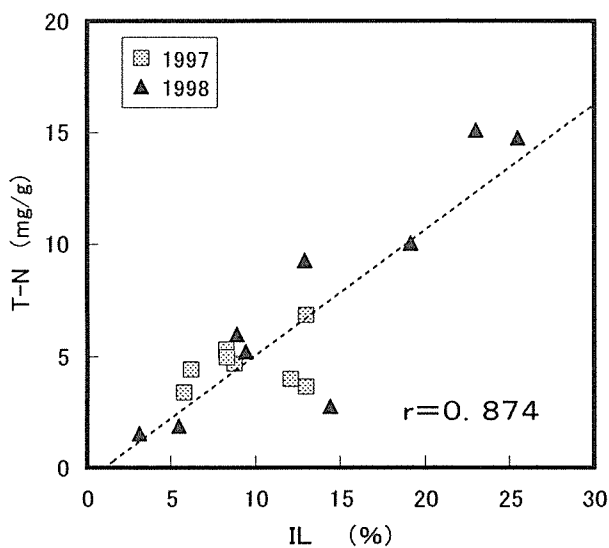
Ks-1では1997年のC/N値が13.5と高いのに対し、N/P値は2.4、藻類寄与率は5.0%と低いのが認められる。このC/N値は付着物としては高く、有機物分解の進んだ状態と考えられる。N/P値が低いのも、有機物分解によってT-Nが少なくなったためと考えられる。1998年は一転してC/N値が6.7、藻類寄与率86%となったことから、この付着物は生育中の藻類で大部分が占められていると考えら



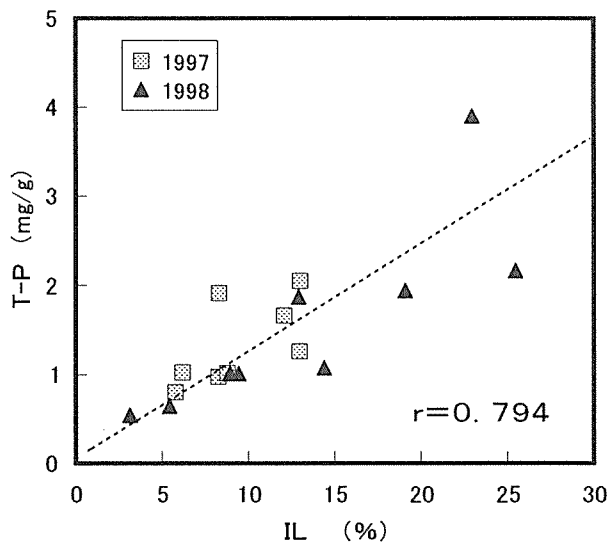
(a) 底質の IL vs T-N



(b) 底質の IL vs T-P



(c) 付着物の IL vs T-N



(d) 付着物の IL vs T-P

図-7 河床堆積物の項目間の関係

れる。

Ks-2, 3ではC/N値が7前後, N/P値は4.3~6.8と生物の7に近く, また藻類寄与率は44~62%と半分近くを占めていることから, 生育中の細菌・藻類で付着物は構成されていると考えられる。

Ks-5ではC/N値が9前後, N/P値が1.8ないし2.6, 藻類寄与率1.9%, 4.9%であり, このうちN/P値および藻類寄与率は全地点中最も低い。竹林際の日照が悪い場所のために付着藻類の発育が悪いものと考えられる。

Ks-8ではC/N値が1997年に14.5と全地点中最も高い値であるのが認められる。この値は同地点の底質のC/N値13.8に近い値である。付着物中の有機物は分解の進んだ状態にあると考えられる。1998年はC/N値が10.4と高めではあるが低下している。また, 藻類寄与率が102%となることから, 付着物中の有機物の大部分が藻類由来と考えられる。

### 3-3 有機物と栄養塩の関係

付着生物は水中の栄養塩を取り込んで増殖する。また底質中にはそれらが剥離したものが含まれる。底質や付着物の中で栄養塩がどのような形態で存在するかを推測する<sup>12)</sup>ために, ILとT-NおよびT-Pについて関係を求めてみた。

付着物では図-7(c), (d)に示すように, 有機物の指標であるILと栄養塩の指標であるT-NおよびT-Pとの相関は高く, 回帰直線も原点に近いところを通っている。このことから, 付着物中のT-N, T-Pは有機物の構成成分として使われているものと考えられる。

つぎに, 底質では図-7(a)に示したILとT-Nの関係では付着物同様相関が高く, T-Nは底質中の有機物に由来していると考えられる。しかし, 図-7(b)に示したILとT-Pの関係では相関がきわめて低いのが認められる。このことから, T-Pは底質中の有機物だけでなく, 無機物としても多く存在する地点があると推測される。図中においてKs-4, 9は左上に位置し, T-Pの割合が高いのが認められる。この増加分はカルシウム, 鉄, アルミニウムなどとの無機化合物として底質中に存在しているものと考えられる。

## 4. まとめ

横浜市南部の柏尾川水系において, 河床の底質および付着物の性状を1997年および1998年に調査した結果, 以下のような知見が得られた。

- 1) 柏尾川の底質は濃度の高い源流域を除くと, IL 1.6~3.2%, T-N 0.28~0.67mg/gなどで, これらは市内の中小河川の帷子川より低く, 大岡川より高い範囲にあった。
- 2) 底質中の有機物への藻類寄与率はほとんどが1%前

後であり, 以前調査した帷子川と同程度の低さであった。3) いたち川の源流域の底質ではIL 8.1%, T-C 29.2mg/g, T-N 2.1mg/gなどと高く, これはT-Pを除いて横浜市内の源流域の中では最も高い値であった。

- 4) 付着物は川上川の源流域がIL 23%, Chl. a約3mg/gなどと高く, 柏尾川本流は低い傾向にあった。
- 5) 源流域における付着物のC/N値は1997年の夏には14前後と高く, 有機物分解が進んでいると考えられた。
- 6) 柏尾川の下流の地点では底質中のリンが無機化合物として特異的に多く含まれていると考えられた。

## 文 献

- 1) 小市佳延, 福嶋 悟: 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第1報) - 鶴見川水系 -, 横浜市環境科学研究所報, 22, 63-68(1998)。
- 2) 小市佳延, 福嶋 悟: 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第2報) - 帷子川水系 -, 横浜市環境科学研究所報, 23, 26-31(1999)。
- 3) 小市佳延, 福嶋 悟: 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第3報) - 大岡川水系 -, 横浜市環境科学研究所報, 23, 32-36(1999)。
- 4) 横浜市環境保全局: 横浜の川と海の生物(第8報・河川編), 環境保全資料No.186, 60-67(1998)。
- 5) 横浜市環境保全局: 横浜市公共用水域及び地下水の水質測定結果報告書(平成9年度), 123-138(1999)。
- 6) 対馬和浩, 工藤精一, 千代森光仁: 県南公共用水域における底質の特性, 青森県公害センター所報, 9, 82-86(1989)。
- 7) 小山忠四郎: 生物地球化学 - 環境科学への基礎と応用, 東海大学出版会, 68-98(1980)。
- 8) 井上隆信, 海老瀬潜一: 河床付着生物膜現存量の周年変化と降雨に伴う剥離量の評価, 水環境学会誌, 16, 507-515(1993)。
- 9) 亀田泰武, 木下正明: 閉鎖性水域底質中の栄養塩類について, 公害と対策, 14, 852-858(1978)。
- 10) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美, 酒井 学: 都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第1報) - 鶴見川 -, 横浜市環境科学研究所報, 17, 113-121(1993)。
- 11) 山崎正夫, 津久井公昭: 河川におけるスカムの発生に関する研究(その1) スカムの起源に関する研究, 東京都環境科学研究所年報, 1991, 174-179(1991)。
- 12) 原田文男, 吉田 豊, 羽田野良一: 佐奈川における水質の変遷と現状について(II) - 水質の現状と河床付着物現存量の変動 -, 愛知県環境調査センター所報, 24, 71-75(1996)。



# 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査（第5報） — 境川水系 —

小市佳延, 福嶋 悟 (横浜市環境科学研究所)

## Character of river bed sediments in Yokohama city (5th) — Sakai river —

Yoshinobu Koichi, Satoshi Fukushima  
(Yokohama Environmental Science Research Institute)

キーワード：河成堆積物, 底質調査, 付着物

### 要 旨

横浜市西部の境川水系において、河床の底質および付着物の性状を1997年、1998年に調査した。その結果、境川本流が横浜市内に流入した直後の目黒橋における底質では微細泥率94.5%、IL 13.6%などかなり高い値が観測され、その原因が季節的なものか否か今後の課題と考えられた。親水公園の地点では小さな瀬・淵が連続し、流れに緩急があるために流下物が堆積しやすく、底質中の有機物濃度が高かった。境川での付着物は他の市内河川と比較すると付着量が少なく、ILやT-Nなどの濃度項目の値が高い傾向がみられた。

### 1. はじめに

横浜市内の河川では、県の測定計画などによって水質について定期的にデータが多数得られている。しかし、水質と密接な関係にあり、水生生物の生息環境に影響を及ぼしている河床の底質や付着物については調査の数も少なく、データも未整備である。

このようなことから、横浜市内河川の河床堆積物について1995年より水系別に調査してきた<sup>1~4)</sup>。今回は横浜市西部を流れる境川について、水質測定点や生物調査の地点で河床堆積物の理化学的調査を行ったところ、若干の知見が得られたので報告する。

### 2. 調査方法

#### 2-1 調査地点

境川は東京都町田市の大地沢を源とする全長52kmの二級河川である。相模原台地を南下してきた境川は横浜市の西方にあたる大和市や藤沢市との市境をさらに南下し、藤沢市内で柏尾川と合流して相模湾に注ぐ。本流の周囲は田畑が広がり、瀬谷区と泉区が接するあたりで住宅地内を流れて行くが、長後街道と交わる高鎌橋を過ぎると再び周囲は農耕地となる。また、境川の支流にあたる相沢川、和泉川、宇田川は畑地や水田が混在する住宅地内を流れており、市内の他の河川とは異なって、まだ自然が残っている地域である。

調査地点の境川水系の8地点を図-1および表-1に示す。S-1~4は本流の地点である。

1996年の生物相調査<sup>5)</sup>や1997年の水質測定結果<sup>6)</sup>によると、本流の鶴間橋~高鎌橋(S-1~3)では平均BODは7.1~8.0mg/lで環境基準をやや下回る値となっている。

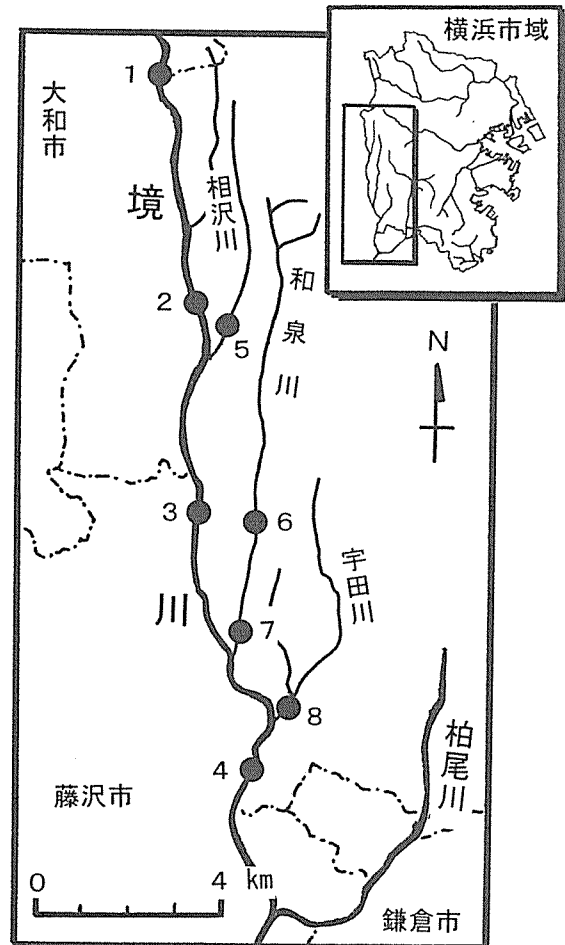


図-1 調査地点図

表-1 調査地点

地点	地点名	支川名	河床状態
S-1	目黒橋		礫
S-2	新道大橋		コンクリート、礫
S-3	高鎌橋		礫
S-4	東西橋		礫、砂
S-5	童橋	相沢川	砂、礫
S-6	地藏原水辺	和泉川	砂、礫
S-7	一丁田下橋	和泉川	礫、砂
S-8	宇田川橋	宇田川	礫、砂

さらに下流の東西橋（S-4）ではBOD 3.3mg/lと低い値である。また、支流の相沢川、和泉川、宇田川でも平均BODは低く、2.4~4.3mg/lである。しかし、栄養塩類の指標であるT-N、T-Pは柏尾川下流ほどではないが、S-1~3でT-N 7.1~9.2mg/l、T-P 0.54~0.69mg/lと高いのが認められる。

### 2-2 調査期日および試料採取方法

調査は1997年秋（10月27日）および1998年夏（6月9日）に行った。

各地点における河床堆積物として、底質および付着物を採取した。試料採取方法は既報<sup>1)</sup>のとおりである。

### 2-3 試料調整法および測定項目

試料の調整方法および測定項目は既報<sup>1)</sup>のとおりである。なお、測定項目のうち、藻類寄与率は、付着藻類のILに対するChl.aの割合を1.5%と仮定して算出した。

## 3. 結果と考察

### 3-1 底質

#### 3-1-1 粒径割合、微細泥率

底質を粒径2-1mm、1-0.075mm、0.075mm以下の3種類に分け、それぞれの割合を求めた結果を図-2に示す。

本流のS-1では1997年の粒径0.075mm以下の割合、すなわち微細泥率が95%ときわめて高いのが認められる。1998年は一転して微細泥率は2%まで低下し、粒径2-1mmおよび1-0.075mmの割合が32%および66%と増加し、他の地点と同じような粒径割合となった。

S-2では1997年の微細泥率は3%と低く、上流のS-1のような現象はみられない。1998年は2-0.075mmの粒子でほとんど占められ、微細泥率はわずか0.5%である。S-2はコンクリート床の上に主に礫が堆積している直線路であり、微細泥が堆積しにくい環境になっていると考えられる。

S-3では1997年の微細泥率が17%あり、S-1ほどではないが、高いのが認められる。S-3は河床が礫質ではあるが、すぐ上流に農業用水取水用の可動堰があり、毎年5~9月頃の間は堰が閉められている。その期間、堰より上流の滞留域には微細泥が沈降・堆積する傾向があり、これらが堰の解放と共に下流へ流されるため、その影響がS-3での微細泥率に出たと考えられる。

S-4では粒径2-1mmの割合が9%と上流のS-2、3にくらべて減少しているのに対し、粒径1-0.075mmの

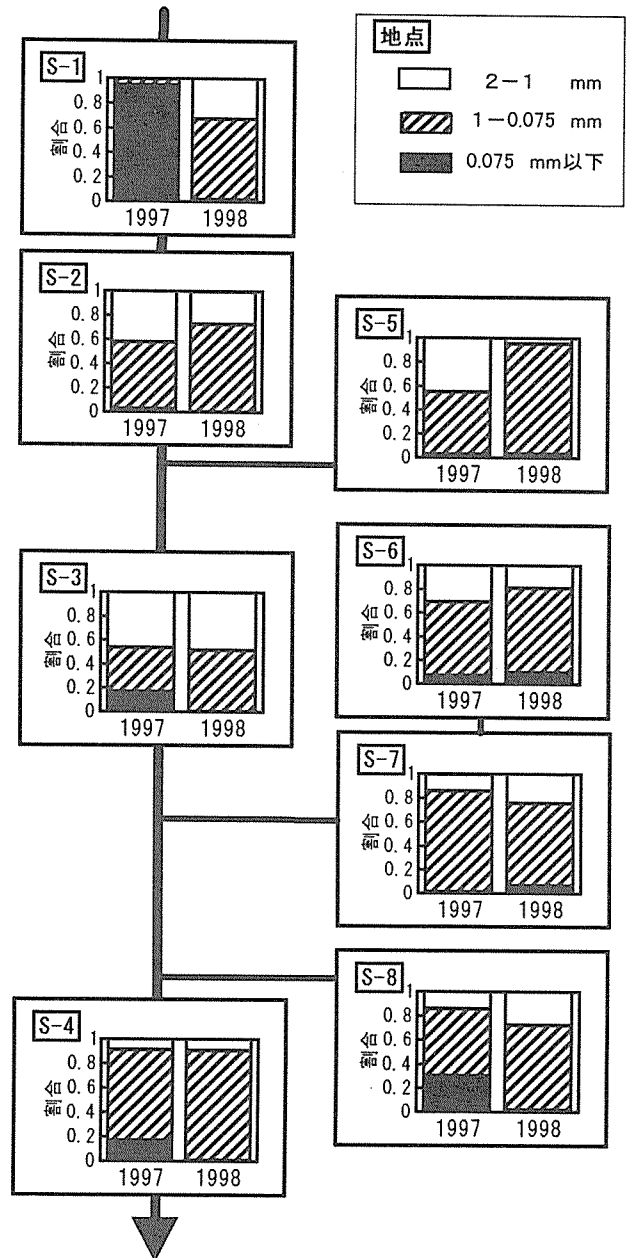


図-2 底質の粒径割合

細砂の割合が74%あるいは90%と高いのが認められる。また、1997年には微細泥率が17%あるのが認められる。

支流のS-5は湧水が石造りの護岸の間からしみ出す清澄な地点であり、微細泥率が3%前後と低く、砂分がほとんどである。

S-6では微細泥率が8~10%とやや高いのが認められる。この地点は親水公園となっており、水辺に石を複雑に配置したり、植物が水辺に繁茂するよう工夫されている。これによって流れに緩急ができて微細泥が溜まりやすい構造になったため、微細泥率がやや高くなったと考えられる。

S-8では1997年に微細泥率が30%と高いのが認められる。1998年には2%に低下するが、これらはS-1、3、4にもみられた傾向である。

#### 3-1-2 IL、T-C、T-N、T-P、Chl.a

ILやT-Cなどの結果を図-3に示す。ILは1.7~13.6%、

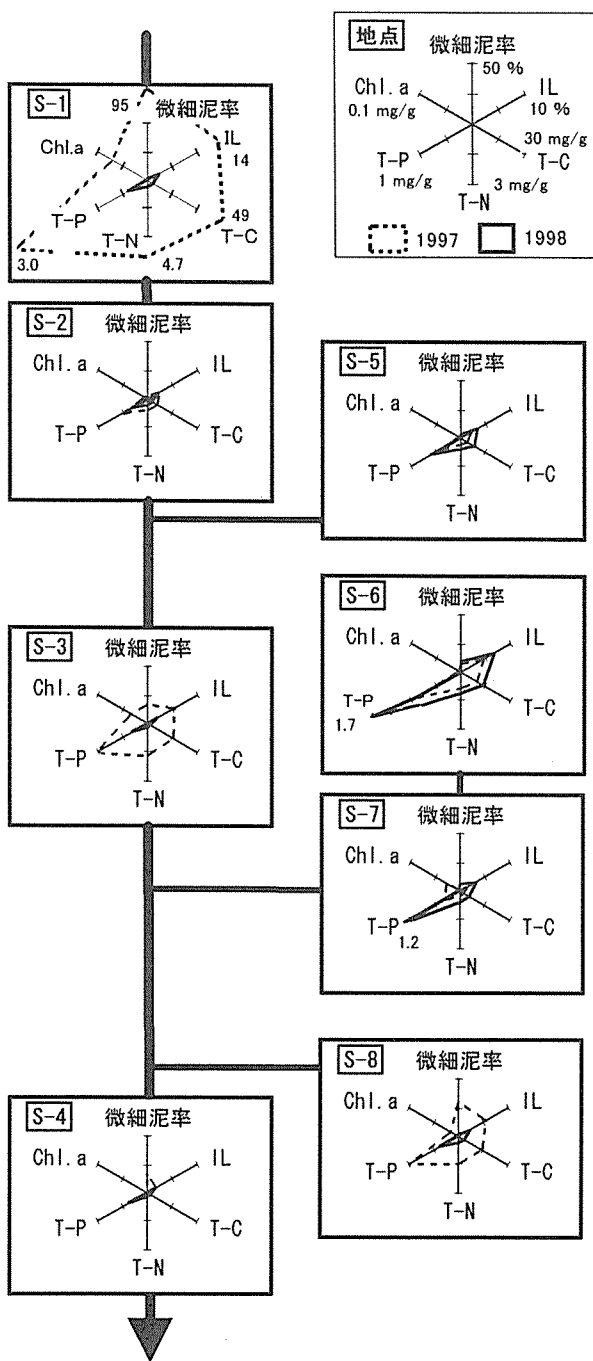


図-3 底質の測定結果

T-Cは1.6~49.3mg/g, T-Nは0.21~4.75mg/g, T-Pは0.314~3.04mg/g, Chl. aは0.0004~0.071mg/gの範囲にある。

S-1では1997年にIL 13.6%, T-C 49.3mg/g, Chl. a 0.071mg/gなど、いずれも全地点中最も高い値であるのが認められる。これらの値はChl. aを除いて柏尾川<sup>4)</sup>の夏季

の付着物の最高値と等しく、また鶴見川<sup>1)</sup>・帷子川<sup>2)</sup>・大岡川<sup>3)</sup>の平均的な付着物よりやや少ないレベルにある。このように高濃度の底質がみられた地点は、他の河川では鶴見川水系の一本橋(T-20)、帷子川の今川橋(K-2)および大岡川の清水橋(O-5)がある。表-2に示すように、今回のS-1は今まで最も高かったT-20に次ぐ値である。しかし、1998年の調査ではS-1でのIL等の濃度は激減している。S-1は礫質の河床であり、1997年調査時は微細泥のみが流下してきて堆積したものと考えられる。その原因が季節的なものなのか、近辺の事業場排水等によるものなのか、今後の課題と考えられる。

S-2では1997年にT-C 6.12mg/g, T-P 0.50mg/gなどと低く、S-1のような高い値はみられない。1998年はさらにその半分程度の値である。これは有機物濃度の高い微細泥がS-2では少ないためと考えられる。

S-3では微細泥率の高い1997年にIL 5.5%, T-C 15.8 mg/g, Chl. a 0.34mg/gなど、比較的高いのが認められる。夏期に堰止められていたときに貯留されていた底質が堰の開放後、直下のS-3に流下・堆積して残っていたと考えられる。

S-4ではIL 2%以下、T-Cは2.50および1.60mg/gなど、ほとんどの項目で全地点中最も低いのが認められる。1997年は微細泥率が17%あり、S-3と同じくらい高いにもかかわらず、IL等の濃度は低い。これは微細泥部分のIL等の濃度がその他の地点の1/3~1/9と低いためである。このように微細泥が清澄なのは特異的な特徴である。また、全体の濃度で他の河川と比較しても、源流域と同等の低い濃度であることが認められる。この地点は直線水路であり、流れの変化に乏しいため、流下してきた有機物が沈降・堆積しにくい状況になっているためと考えられる。

S-6では1998年にIL 6.9%, T-C 13.9mg/g, T-P 1.71mg/gなどChl. a以外は全地点中最も高いのが認められる。S-6は境川の他の地点と違って小さな瀬・淵が連続しており、流下物が堆積しやすい。このため底質中の有機物の濃度が高くなったと考えられる。

S-7では1997年はChl. aが0.029mg/gとやや高いのを除けばILなどは低いのが認められる。1998年はILが1997年の1.7%から3.3%など濃度が倍増しており、このうちT-Pは3倍の1.2mg/gと高いのが目立つ。これはその上流のS-6にも共通することで、この支流特有の現象と考えられる。

S-8では1997年は微細泥率が高いこともあってIL 5.6%, T-P 0.99mg/gなど比較的高い値であることが認め

表-2 横浜市内の底質の高濃度地点

地点	調査年	微細泥率 (%)	IL (%)	T-C (mg/g)	T-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl. a (mg/g)
T-20	1996 冬	47.4	20.3	107	12.7	4.90	0.109
K-2	1996 夏	57.6	7.9	26.8	1.71	0.954	0.021
O-5	1997 冬	56.8	7.8	35.0	2.37	0.856	0.021
S-1	1997 秋	94.5	13.6	49.3	4.75	3.04	0.071

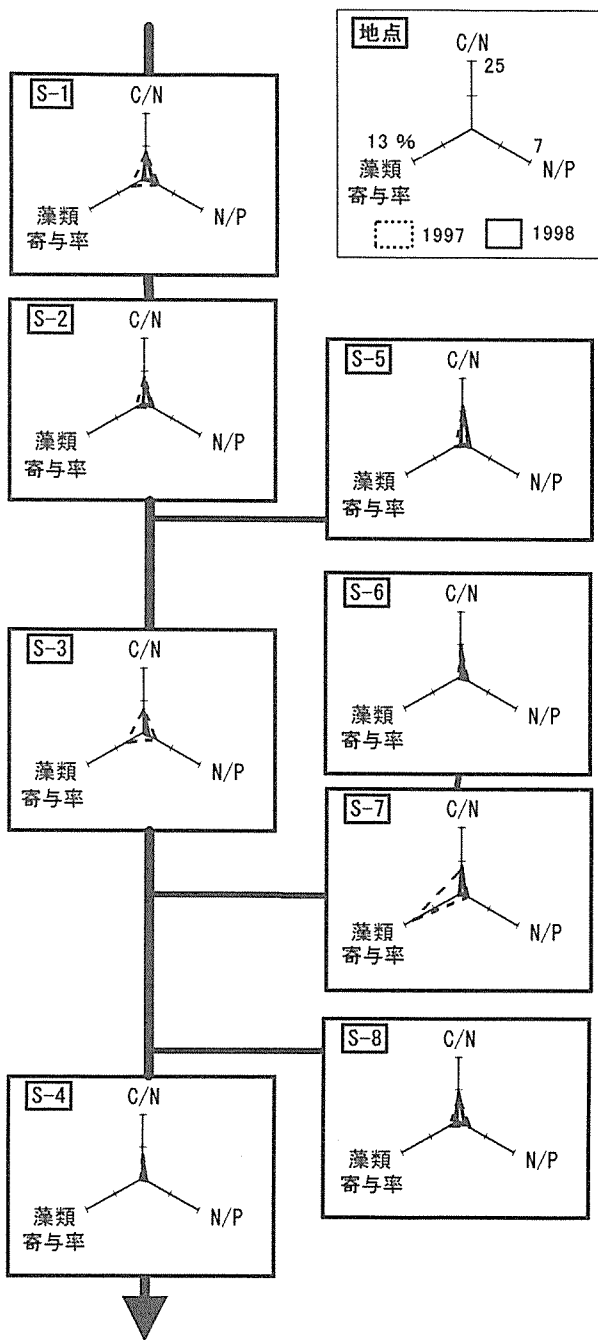


図-4 底質のC/N値, N/P値, 藻類寄与率

られる。1998年は反対に各値が低い。

### 3-1-3 C/N値, N/P値, 藻類寄与率

C/N値<sup>7,8)</sup>, N/P値<sup>9,10)</sup>, 藻類寄与率<sup>11)</sup>を図-4に示す。

有機物分解の指標となるC/N値は7.6~14.2の範囲であるが、10前後の値が大半である。他の河川とくらべて低く、比較的有機分解の進んでいない底質と考えられる。富栄養化の傾向を示すN/P値は0.5~1.6で、このうち1998年はすべて1以下である。有機物への藻類寄与率は0.1~11.2%であるが、N/P値同様1998年は全地点1%以下と低い。

S-1での1997年の底質は前項で微細泥率やILなどが特異的に高いと指摘したが、C/N値, N/P値, 藻類寄与率はそれぞれ10.4, 1.6, 3.5%であり、N/P値や藻類寄与率が他の地点にくらべてやや高いが、他の河川の底質とく

らべた場合、特別高い値というわけでもない。また付着物のC/N値, N/P値は一般に7前後であることであることから、この底質は付着物そのものともいえない。ただ、T-Pが3.04mg/gあり、付着物と同じレベルにあることから、この底質は付着物由来の物質が生物分解を受けたものと考えられる。

S-4ではC/N値が9.9および7.6, N/P値が0.6, 藻類寄与率が0.5%および0.1%といずれも低い値である。

支流のS-5ではC/N値が12.2および14.2と境川全地点の中では最も高い値であり、やや有機物分解の進んだ底質と考えられる。

S-6ではC/N値が11.7および12.3であり、S-5に次いで高い値である。地形が複雑なことから堆積物がたまりやすく、やや有機物分解の進んだ底質と考えられる。

S-7では藻類寄与率が1997年は11.2%あり、他の地点の0.5~4.2%とくらべてかなり高い。このときの底質中の有機物は剥離した付着藻類由来のものが多いと考えられる。

## 3-2 付着物

### 3-2-1 付着量, IL, T-C, T-N, T-P, Chl. a

付着量などの測定結果を図-5に示す。付着量は0.004~0.68kg/m<sup>2</sup>, ILは8.0~47.0%, T-Cは27.6~219mg/g, T-Nは3.06~33.3mg/g, T-Pは1.23~5.26mg/g, Chl. aは0.19~4.72mg/gの範囲にある。市内の他の河川と比較すると、境川の付着物は付着量がかかなり少なく、反対にILやT-Nの濃度項目の値が高い傾向がみられる。

S-1では付着量は0.01kg/m<sup>2</sup>以下ときわめて少ないものの、1998年はT-C 219mg/g, T-N 33.3mg/gと全地点中最も高い値である。茨城県涸沼川はBOD 1.8mg/gの清澄河川であるが、ここでの河床付着生物膜の平均値は、T-C, T-Nはそれぞれ123~171mg/g, 20~28mg/gである<sup>9)</sup>。また、愛知県音羽川での付着生物膜のT-Nは28.1~40.8mg/gである<sup>12)</sup>。水草の組成でもT-Nは25.7mg/gまでになる<sup>13)</sup>。これらのことからS-1での付着物はほとんど生物膜で構成されていると考えられる。

S-2, 3ではS-1と同じように両調査とも付着量が少なく、IL等の濃度が高い。特に、S-3ではIL 47.0%, Chl. a 2.8mg/gと高いのが特徴である。

S-4では上流のS-1~3とは異なった傾向がみられる。1997年は付着量が少ないものの、IL等の濃度もS-2, 3の半分程度の値となっている。1998年は逆に付着量が0.681kg/m<sup>2</sup>と境川では最も高い値となるものの、濃度項目はILが8.0%となるなど、1997年の1/2~1/7の値であり、また全地点中最も低い。これは、付着物中に無機物を取り込まれているためと考えられる。

支流のS-5ではChl. aが高く、1998年には4.18mg/gまで達している。S-5のある相沢川の水質はBOD 3.0mg/gときれいな部類に入るため、付着藻類が優位に生育しているものと考えられる。

和泉川のS-6, 7ではChl. aが0.31~0.90mg/gと低く、特に1998年は他のほとんどの地点とは逆に、前年より減少しているのが認められる。

宇田川のS-8では1997年と1998年の差が大きく、1998年にChl. aが4.72mg/gと全地点中最も高いのが認めら

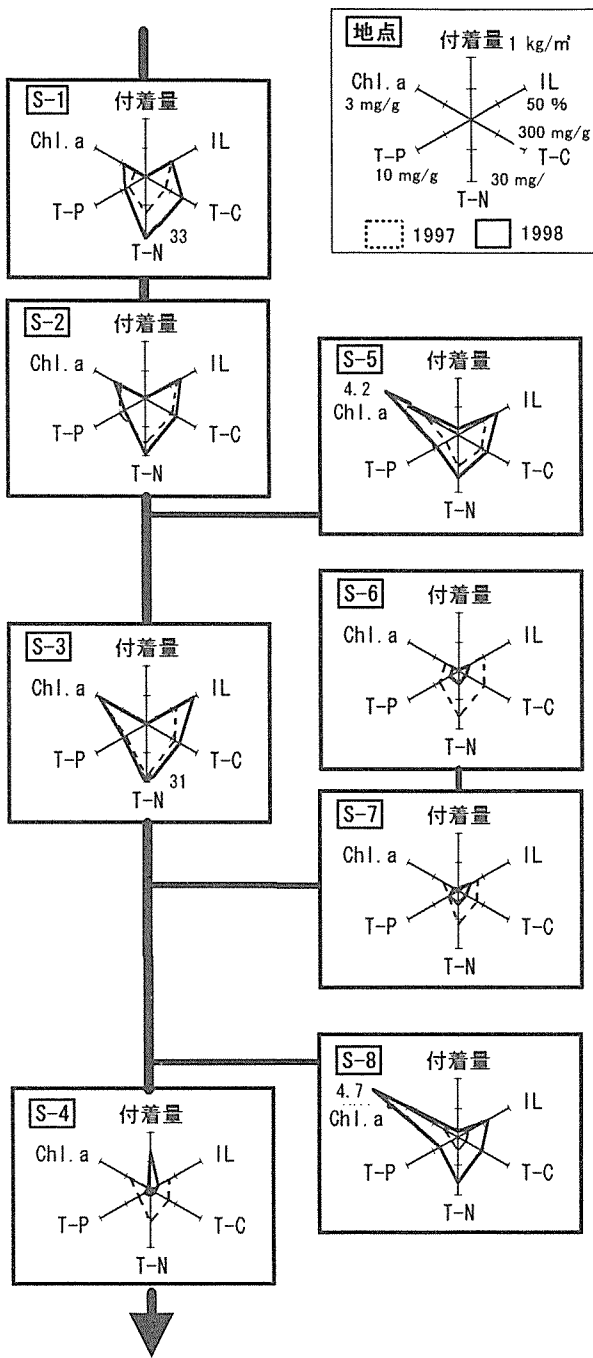


図-5 附着物の測定結果

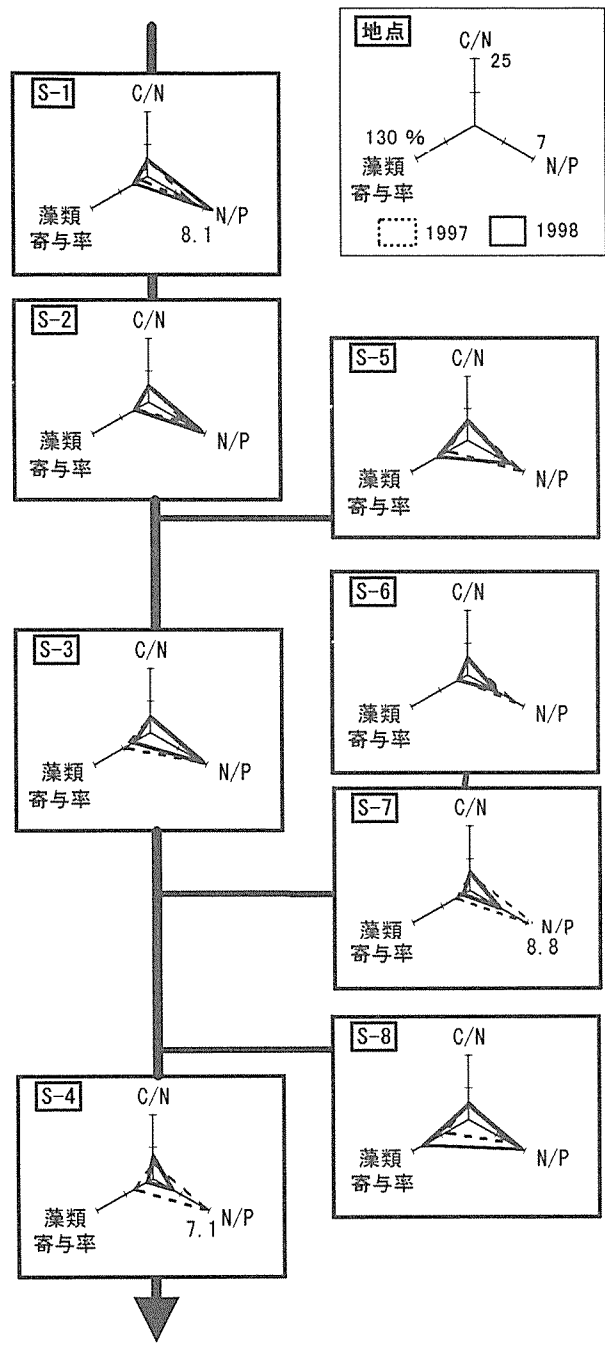


図-6 附着物のC/N値, N/P値, 藻類寄与率

れる。

### 3-2-2 C/N値, N/P値, 藻類寄与率

附着物のC/N値などを図-6に示す。C/N値は6.0~9.0の範囲にあり、附着生物のC/N値が5.0~7.7であることから、境川水系の附着生物は生育中のものが多いと考えられる。N/P値は2.5~8.8であり、他の河川が1.1~6.8の範囲であることから、境川は他の河川にくらべて高い値となっている。藻類寄与率は15%~105%であり、他の河川であったような10%以下の値はみられない。

S-1ではC/N値が6.5前後、N/P値が5.5および8.1、藻類寄与率が16%および34%である。C/N値やN/P値は附着性細菌や藻類の7前後に近いため、附着物中の有機成分は生育中の附着生物によるものと考えられる。

S-2, 3もS-1同様で、このうちS-3は藻類寄

与率が63%および40%と他の2地点より高く、附着藻類の比率が高いと考えられる。

S-4では1997年は上流の3地点と同じような比率であるが、1998年はC/N値が9.0に増加する一方で、N/P値が2.5、藻類寄与率が15%と減少しているのが認められる。このとき、附着量は増え、各濃度項目は減少していることから、附着物中に有機分解の進んだ無機物の多い底質成分が混入したと考えられる。

支流のS-5ではC/N値が8.4および7.8、また藻類寄与率が47%および71%と境川の中ではやや高いのが認められる。

和泉川のS-6, 7では藻類寄与率が17~31%と低い。またN/P値は1998年は3.6前後と低く、これはT-Pの割合が多いため、ILが10%と附着物としては低いことから、



2地点の付着物には底質由来の微細泥などが含まれているものと考えられる。

宇田川のS-8では藻類寄与率が54%および104%と全地点の中でも高いのが認められる。S-8は境川に流入する直前の礫質の比較的広い河原である。1997年はILが10%と低いが、無機物の多い底質が混入した中での54%という藻類寄与率の高さであり、また1998年は計算上100%を越える値であることから、この地点は付着藻類が生育するのに適した環境になっていると考えられる。

#### 4. まとめ

横浜市西部の境川水系において、河床の底質および付着物の性状を調査した結果、以下のような知見が得られた。

1) 市域上流端の目黒橋における底質は微細泥率94.5%、IL 13.6%などとかなり高く、その原因が季節的なものか否か今後の課題と考えられた。

2) 親水公園の地点では小さな瀬・淵が連続して流れに緩急があるために流下物が堆積しやすく、底質中の有機物濃度が高かった。

3) 境川での付着物は他の市内河川と比較すると付着量が少なく、ILやT-Nなどの濃度項目の値が高い傾向がみられた。

4) 付着物はC/N値6.0~9.0やN/P値2.5~8.8であり、生育中の付着生物の値に近い地点が多く、他の市内河川にくらべて付着物中に占める生物の割合が高いと考えられた。

#### 文献

1) 小市佳延, 福嶋 悟: 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第1報) - 鶴見川水系 -, 横浜市環境科学研究所報, 22, 63-68(1998).

2) 小市佳延, 福嶋 悟: 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第2報) - 帷子川水系 -, 横浜市環境科学研究所報, 23, 26-31(1999).

3) 小市佳延, 福嶋 悟: 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第3報) - 大岡川水系 -, 横浜市環境科学研究所報, 23, 32-36(1999).

4) 小市佳延, 福嶋 悟: 横浜市内河川における河床堆積物の性状調査(第4報) - 柏尾川水系 -, 横浜市環境科学研究所報, 24, - (2000).

5) 横浜市環境保全局: 横浜の川と海の生物(第8報・河川編), 環境保全資料No.186, 60-67(1998).

6) 横浜市環境保全局: 横浜市公共用水域及び地下水の水質測定結果報告書(平成9年度), 123-138(1999).

7) 対馬和浩, 工藤精一, 千代森光仁: 県南公共用水域における底質の特性, 青森県公害センター所報, 9, 82-86(1989).

8) 小山忠四郎: 生物地球化学-環境科学への基礎と応用, 東海大学出版会, 68-98(1980).

9) 井上隆信, 海老瀬潜一: 河床付着生物膜現存量の周年変化と降雨に伴う剥離量の評価, 水環境学会誌, 16, 507-515(1993).

10) 亀田泰武, 木下正明: 閉鎖性水域底質中の栄養塩類について, 公害と対策, 14, 852-858(1978).

11) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美, 酒井 学: 都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第1報) - 鶴見川 -, 横浜市環境科学研究所報, 17, 113-121(1993).

12) 戸澤範行, 原田文男: 音羽川における水質と河床付着物量の変動について, 愛知県環境調査センター所報, 25, 45-49(1997).

13) 國松孝男, 村岡浩爾: 河川汚濁のモデル解析, 技報堂出版, 112-113(1989).

# アロザイム分析によるヌカエビ集団の遺伝学および形態学的研究 — 生物多様性の保全に向けて —

樋口 文夫 (横浜市環境科学研究所)

益子 計夫 (帝京大学)

## Genetic and morphologic studies of Nukaebi (*Paratya compressa improvisa* Kemp) populations by means of allozyme analysis

— For the conservation of biodiversity —

Fumio Higuchi (Yokohama Environmental Reserch Institute)

Kazuo Mashiko (Teikyo University)

キーワード: ヌカエビ, アロザイム分析, 遺伝子頻度, 額角歯数, 繁殖形質, 大岡川

### 要旨

ヌカエビを対象にアロザイムの分析条件の検討を行った。これをもとに大岡川集団の遺伝子組成の把握および集団内の遺伝的変異を解析した。その結果、試料は腹部筋肉、アロザイム分析は、グルコース 6 磷酸イソメラーゼ (Gpi)、マンノース 6 磷酸イソメラーゼ (Mpi)、ホスホグルコムターゼ (Pgm) の 3 酵素で行った。本水系内の分集団間で遺伝子頻度に差がなかった。いたち川集団との比較は、Mpi と Pgm の遺伝子座で差があった。

形態比較では、池の OP 集団より川の O1, O2 集団の方が体サイズが大きく、額角の歯数が多かった。繁殖形質では、OP との比較で抱卵数、平均卵体積で差があった。形質間の関係では、抱卵数、卵重%と平均卵体積に負の相関を示していた。いたち川集団との比較では、額角の下縁歯数、平均卵体積等で差があった。

以上から同一水系集団内の遺伝子頻度、繁殖形質等の変動幅が明らかになった。また近接する水系が異なる集団との差が把握されることが示唆された。

### 1. はじめに

生物多様性は、地球上に生息する微生物から動、植物までの全ての生物の遺伝子、生物種とそれを取り巻く環境からなる生態系の豊富さ、複雑さを指している<sup>1,2)</sup>。生物の種類が多く、同じ種類の個々の遺伝子に変異に富み、複雑な生物群集、生態系から成り立っていればいるほど生物多様性は豊かであることを示す。そして、現在、地球レベル、大規模自然環境の変化、稀少種等の生物多様性の消失に対応して保全生物学、生態学、遺伝学等、さらに社会経済的側面等を含めた幅広い分野から研究が進められている<sup>3,4)</sup>。

身近な都市自然に目を転じれば、ホタル、タニシ、エビ類、ホトケドジョウ、メダカ等、今まで普通に生息していた水生生物の多くが知らず知らずの内に減少し、中には絶滅、あるいは絶滅寸前になってしまった種類もある。また外来種、移入種の放流等によって在来種の生態、遺伝子の攪乱が惹起されている。このような状況は、狭く孤立化して人的影響を受けやすい都市自然ではさらに進行すると考える。そのため生物多様性の視点から生息環境の保全、再生だけでなく、減少し活力がなくなった在来種の生態、遺伝的側面からの現状把握、そして再生、回復の手だてが急がれるところである。

今回は、種多様性のレベルから限定されてきた在来種を対象に形態的及び酵素タンパク質の電気泳動手法を用いて遺伝的と形態学的観点から同一集団の変化幅、変異等について解析を行った。今後この手法を用いて得られる遺伝的情報は、在来種の保護育成に関する方策、モニタリングの基礎的資料となるものである。さらに環境教育において在来種の重要性、身近な生物とのつきあい方を新たな視点からバックアップすることができると思える。

### 2. 調査方法

#### 2-1 対象生物と調査地点

対象生物は、ヌカエビ *Paratya compressa improvisa* Kemp であった。市内では鶴見川水系、境川水系の柏尾川支川、大岡川水系、帷子川水系のいずれも限られた上流域の池、川に生息する。今回解析に供したヌカエビは、図-1 に示したように大岡川水系の上流域、水取沢に分布する集団であった。この集団内の生息場所が異なる分集団を川の特徴に対応させて3つに区分した。すなわち右の谷間を流れる源流の池集団 (以下、地点名 OP)、左の谷間を流れる川の源流に生息する集団 (以下、地点名 O1)、双方の流れが合流した下流の集団 (以下、地点名 O2)

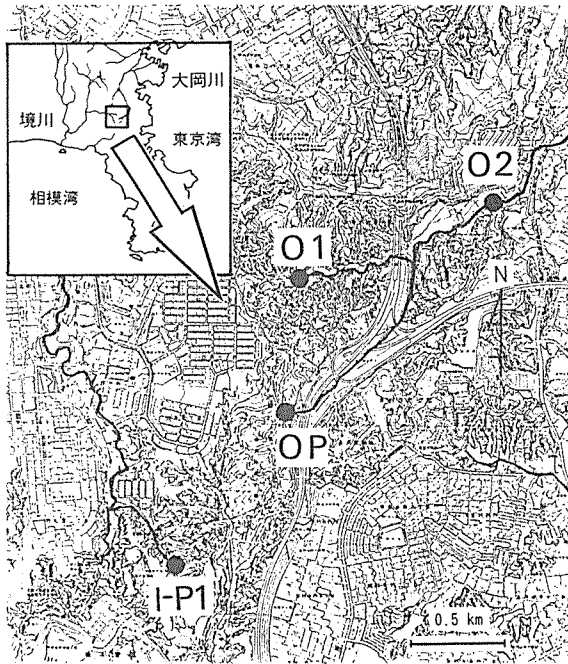


図-1 大岡川(O)といたち川(I)の調査地点

表-1 アロザイム分析供試個体の頭胸甲長

		(mm)			
性	項目	OP	O1	O2	I-P1
雌	n	23	24	30	18
	$\bar{x}$	5.722	6.039	6.278	6.223
	u	0.463	0.460	1.028	0.379
雄	n	17	16	10	22
	$\bar{x}$	4.862	5.615	5.202	4.957
	u	0.391	0.417	0.397	0.405

注) n: 例数,  $\bar{x}$ : 平均値, u: 不偏分散からの標準偏差

であった。また、大岡川集団に近接し、同じ地域を水源とする境川水系の支川、いたち川上流に生息する集団(地点名 I-P1) との比較検討を試みた。

採集時期は、大岡川水系の集団では 1997 年 4 月～12 月、いたち川の集団では 1997 年 5 月～8 月であった。

分析の供試したヌカエビの頭胸甲長を地点別、性別に表-1 に示した。

供試数は、大岡川集団が全体で 120 個体、性別では雌が 77 個体、頭胸甲長の平均値と標準偏差は、 $6.04 \pm 7.85$  (mm)、雄が 43 個体、 $5.22 \pm 0.51$  (mm) であった。同様にいたち川集団では、それぞれ全体で 40 個体、雌 18 個体、 $6.22 \pm 0.38$  (mm)、雄 22 個体、 $4.95 \pm 0.41$  (mm) であった。

また、形態計測、繁殖形質では、大岡川集団の供試数が 576 個体、頭胸甲長の平均値±標準偏差は、雌 350 個体の  $6.51 \pm 0.47$  (mm)、雄 226 個体の  $4.87 \pm 0.41$  (mm)、いたち川集団の供試数が 66 個体、雌 36 個体の  $6.33 \pm 0.75$  (mm)、雄 30 個体の  $4.69 \pm 0.64$  (mm) であった。

## 2-2 分析条件の予備的検討

腹部筋肉を試料として用い、沼知(1989)<sup>5)</sup>, Mashiko and

Numachi(1993)<sup>6)</sup> に従って、資料の保存条件、前処理条件、電気泳動条件、緩衝液の選定、集団間の違いを示す酵素の選定等に関して検討を行った。

### 2-2-1 選定した保存条件

ヌカエビを採集後生きたまま研究室に持ち帰り、生きたままと冷凍保存に分けて酵素資料の抽出を行った。これら生きた試料と冷凍保存(-30℃)の試料との間に泳動像の反応に差がないことが確認されたので、以後、取り扱いが容易である冷凍保存の試料を用いることにした。また保存期間についてはなるべく1年以内とした。ただし、5年経過した試料は、若干泳動像が不明確になるが酵素によっては判別が可能であった。

### 2-2-2 酵素の抽出条件

マイクロテストチューブ内で腹部筋肉を破断する方法を検討した。

ハサミとホモジナイザー、ハサミとガラス棒を用いた資料の比較では双方とも泳動像に差が見られず、以後、ハサミとガラス棒を用いて筋組織の破碎を行った。

### 2-2-3 電気泳動分析手順

5%NADP 溶液中で破碎した試料を冷却した遠心分離器に 10000 回転/毎分で 10 分間かけ、その上澄み液を試料として用いた。

所定の緩衝液のもとで水平式のデンブングル電気泳動装置を用いた。通電は、ゲル断面積(1cm<sup>2</sup>)あたり 3～4mA、40 検体用のゲルでは 40～50mA、300～400V の条件で、別途添付した Amid Black10B の泳動距離 5cm まで行った。

泳動終了後、1mm 厚にスライスしたゲルを予め調整していた酵素反応液に入れ、37℃で 1～2 時間反応させた。染色後は 7%酢酸液で反応を停止させた。泳動像は 35mm 写真で記録した。

### 2-3 アロザイム分析の検討

資料分析に先立ち、6 緩衝液のもとで、表-2 の 15 酵素の反応に関する予備的検討を行った。

緩衝液は、クエン酸/アミノプロピルモルホリン(CAPM) pH6.0、クエン酸/アミノプロピルジエタノールアミン(CAEA) pH7.0、モルホリノエタンサルホン酸/トリエタノールアミン(MES/TEA) pH7.1、トリス(ヒドロキシメチル)アミノメタン/ホウ酸(TB) pH7.4、トリス(ヒドロキシメチル)アミノメタン/クエン酸(TC) pH8.0、リン酸/NaOH(P/NaOH) pH6.5 であった。

この検討の結果、緩衝液としてモルホリノエタンサルホン酸/トリエタノールアミン(MES/TEA)、酵素は、グルコース 6 磷酸イソメラーゼ(Gpi)、マンノース 6 磷酸イソメラーゼ(Mpi)、ホスホグルコムターゼ(Pgm) の 3 酵素を集団間の違いを示す指標アイソザイムとして分析することにした。

### 2-4 形態、繁殖形質の計測

5、6 月の繁殖期初期の成エビ個体を用い、体長、頭胸甲長は実体顕微鏡下でノギス、体重は上皿秤で測定した。卵重は湿重量で計り、卵重%は、体重から卵重を差し引いた値で徐して求めた。抱卵数は、発生段階 1 期(受精

表-2 予備的に試験された酵素

No.	酵素名
1	グルコース 6 磷酸イソメラーゼ (Glucose-6-phosphate isomerase:Gpi)
2	ヘキソキナーゼ (Hexokinase:Hk)
3	マンノース 6 磷酸イソメラーゼ (Mannose-6-phosphate isomerase:Mpi)
4	ホスホグルコムターゼ (Phosphoglucomutase:Pgm)
5	アルカリ性ホスファターゼ (Alkaline phosphatase:Alp)
6	ロイシルアミノペプチターゼ (Leucyl aminopeptidase:Lap)
7	リンゴ酸脱水素酵素 (Malate dehydrogenase:Mdh)
8	アスパラギン酸アミノ転移酵素 (Asparate aminotransferase:Aat)
9	アルデヒド脱水素酵素 (Aldehyde dehydrogenase:Adh)
10	アルギニンキナーゼ (Arginine phosphate kinase:Ark)
11	フラクトース 1, 6 ジフォスファターゼ (Fructose-1,6-diphosphatase:Fdp)
12	アデノシンデアミネース (Adenosin deaminase:Ada)
13	イソクエン酸脱水素酵素 (Iso-citric dehydrogenase:Icd)
14	グリシン-ロイシンペプチダーゼ (Gly-Leu petidase:Pep)
15	グリセアルデヒド 3 リン酸脱水素酵素 (Gapdh)

卵から顎脚原基出現まで)の全数をカウントした。卵サイズは、光学顕微鏡とカメラ内臓型マイクロメータ (VM-31 オリンパス製) で一個体につき 20 個の長径, 短径を測定し, 平均長径, 短径を算出した。またこれら 2 変数より  $\pi \times \text{長径} \times \text{短径}^2 \times 6^{-1}$  (mm<sup>3</sup>) の式で卵体積を求め平均卵体積を算出した。性別は第 2 腹肢内肢突起の有無で行った。

## 2-5 統計的解析

各遺伝子座の泳動像をもとにして集団ごとの遺伝子型頻度, 遺伝子頻度を求めた。遺伝子型頻度は, ハーディ・ワインベルグの法則から期待値を求め, 双方を  $\chi^2$  検定により任意交配集団かどうかを確かめた<sup>7)</sup>。集団内の変異性, 遺伝的多様性を見るためにヘテロ接合度を

$h=1 - \sum P_i^2$  ( $P_i$ : 対立遺伝子  $i$  の頻度) の式で遺伝子座ごとに求め, 平均値を算出した。集団間の遺伝子頻度の比較は対数尤度比法の G 検定<sup>8)</sup>で行った。遺伝的距離  $D$  は根井の式<sup>7)</sup>を用いて算出された。

形態計測値, 繁殖形質の比較は, 平均値の比較も検定, また項目間の関係は相関係数, 有意な相関, 直線性が認められた主要な項目間では回帰式を求めた。

## 3. 結果

### 3-1 同一水系集団内および水系間の遺伝子組成の比較

大岡川集団といたち川集団の遺伝子型頻度, 遺伝子頻度を表-3, 泳動パターンを図-2に示した。

大岡川集団の地点間の遺伝子座別比較では, *Gpi* が全体的に単型的パターンを示した。*Mpi* では遺伝子  $c$  が 0.9 以上の値を示した。*Pgm* については, OP, O1 で  $a, b, c$  の 3 つ, O2 は  $b, c$  の 2 つの対立遺伝子数が検出された。全集団を通して遺伝子頻度は  $c$  が 0.69,  $b$  が 0.3 であった。

いたち川集団では, *Gpi, Mpi* で変異が見られなかった。

*Pgm* では  $b, c$  の 2 つの対立遺伝子が検出され,  $c$  の遺伝子頻度は 0.94 であった。

これらの集団が任意交配集団として成り立っているかどうかの検証をハーディ・ワインベルグの法則からの期待値と観察値との差の和,  $\chi^2$  検定で行った。表-3に示したようにどの集団も有意差がなく, ハーディ・ワインベルグ平衡を満たし, 任意交配集団, メンデル集団であった。

今まで集団内の地点別の変動について検討してきた。つぎに大岡川集団を対象にして基礎的な変動要因, 性別による変動について検討した。各遺伝子座の遺伝子型, 遺伝子頻度を性別にみたのが表-4である。

雌雄集団間の遺伝子頻度の比較では統計学的に差がなかった。この結果から今後, 雌雄を考慮せずに解析を行ってもよいことがわかった。

つぎに遺伝子組成の地点別比較を G 検定で行った。その結果, いづれの遺伝子座の遺伝子頻度でも OP, O1, O2 の集団間で有意差を示さなかった。しかし水系別の大岡川集団の計 (O の計) といたち川集団との遺伝子頻度の比較では *Mpi, Pgm* で有意差 ( $P < 0.01$ ) を示し, 遺伝子組成の違いを示唆していた。

測定された 3 遺伝子座に関する平均ヘテロ接合度を地点別に算出した。大岡川集団では OP が 0.1954, O1 が 0.2239, O2 が 0.1917 であった。いたち川集団では 0.0376 と大岡川集団に比べて低く, すなわち遺伝子多様度が低いものとなっていた。

集団相互の分化の程度, 関係を根井の遺伝的距離のみたのが表-5である。

大岡川集団の地点間の 3 遺伝子座から得られた相対的遺伝距離は, 0.0003 ~ 0.0021 であった。大岡川集団の各地点といたち川集団とは 0.0086 ~ 0.0212, 大岡川集団の計とでは 0.0208 と, 大岡川の集団間と比べて若干高い値であった。

表-3 地点別の遺伝子型, 遺伝子頻度

遺伝子座	地点	n	遺伝子型							$\chi^2$ test	遺伝子頻度		
			aa	bb	cc	ab	ac	bc	a		b	c	
<i>Gpi</i>	OP	40	obs.	0	40	0	0	0	0	0.000	0.00	1.00	0.00
			exp.	0	40	0	0	0	0				
	O1	40	obs.	0	38	0	2	0	0	0.104	0.02	0.98	0.00
			exp.	0	38.4	0	1.6	0	0				
	O2	40	obs.	0	40	0	0	0	0	0.000	0.00	1.00	0.00
			exp.	0	40	0	0	0	0				
Oの計	120	obs.	0	118	0	2	0	0	0.067	0.01	0.99	0.00	
		exp.	0	117.6	0	2.4	0	0					
I-P1	40	obs.	0	40	0	0	0	0	0.000	0.00	1.00	0.00	
		exp.	0	40	0	0	0	0					
<i>Mpi</i>	OP	40	obs.	0	0	33	0	7	0	0.014	0.09	0.00	0.91
			exp.	0	0	33.1	0	6.6	0				
	O1	40	obs.	0	0	32	0	8	0	0.094	0.10	0.00	0.90
			exp.	0	0	32.4	0	7.2	0				
	O2	40	obs.	0	0	35	0	5	0	0.058	0.06	0.00	0.94
			exp.	0	0	35.6	0	4.5	0				
Oの計	120	obs.	0	0	100	0	20	0	0.324	0.08	0.00	0.92	
		exp.	0	0	101.6	0	17.7	0					
I-P1	40	obs.	0	0	40	0	0	0	0.000	0.00	0.00	1.00	
		exp.	0	0	40	0	0	0					
<i>Pgm</i>	OP	40	obs.	0	3	17	0	2	18	1.028	0.05	0.25	0.70
			exp.	0	3.6	18.5	0	1.1	16.3				
	O1	39	obs.	0	6	20	0	1	12	3.333	0.03	0.29	0.68
			exp.	0	3.7	18	0	0.5	16.4				
	O2	40	obs.	0	4	20	0	0	16	0.046	0.00	0.28	0.73
			exp.	0	3.6	19.6	0	0	16.8				
Oの計	119	obs.	0	13	57	0	3	46	2.727	0.01	0.30	0.69	
		exp.	0	10.7	56.7	0	1.6	49.3					
I-P1	40	obs.	0	0	35	0	0	5	0.059	0.00	0.06	0.94	
		exp.	0	0	35.3	0	0	4.5					

注) obs:観察値, exp.:期待値, a, b, c:対立遺伝子

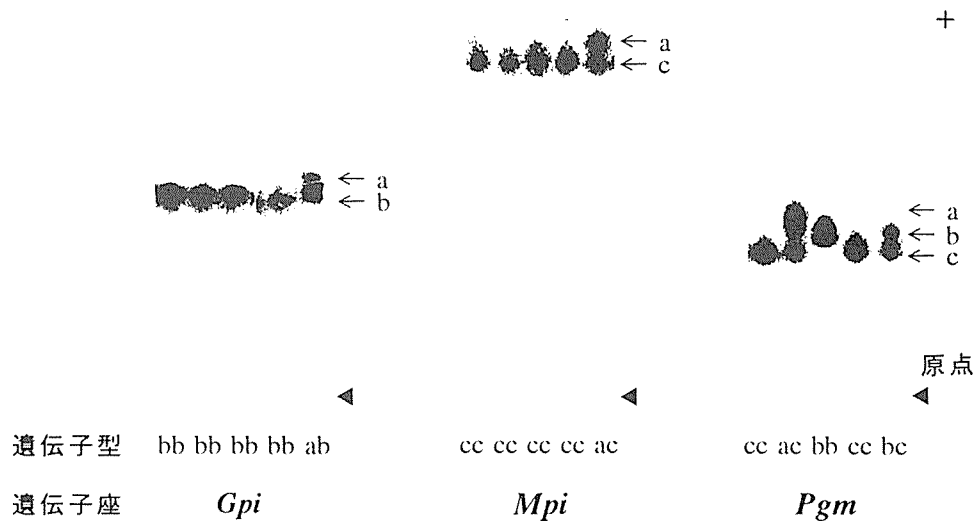


図-2 大岡川集団の泳動パターン

表-4 性別の遺伝子型, 遺伝子頻度

遺伝子座	性	n	遺伝子型						遺伝子頻度		
			aa	bb	cc	ab	ac	bc	a	b	c
<i>Gpi</i>	雌	77	0	75	0	2	0	0	0.01	0.99	0.00
	雄	43	0	43	0	0	0	0	0.00	1.00	0.00
<i>Mpi</i>	雌	77	0	0	63	0	14	0	0.09	0.00	0.91
	雄	43	0	0	37	0	6	0	0.07	0.00	0.93
<i>Pgm</i>	雌	77	0	9	36	0	2	30	0.01	0.31	0.68
	雄	42	0	4	21	0	1	16	0.01	0.29	0.70

表-5 地点間の遺伝的距離 D

地点	OP	O1	O2
O1	0.0003		
O2	0.0021	0.0008	
I-P1	0.0169	0.0212	0.0086

注) Oの計とI-P1集団の遺伝的距離: 0.0208.

### 3-2 形態形質・繁殖形質の比較

大岡川集団の地点別といたち川集団の形態形質値をまとめたのが表-6である。

体サイズは、OPより川の集団の方が大きく、性別では雌より雄で差があった。統計学的には雄で有意差 ( $P < 0.01$ ) があった。川の地点間は差がなかった。

顎角歯数は、川の集団の方が若干多い傾向を示し、特にOPとO2では下縁歯数で有意差 ( $P < 0.05, 0.01$ ) を示した。また歯数に雌雄差が認められなかったので合計の平均値、標準偏差を以下に示した。上縁歯数は、平均値±標準偏差が  $8.2 \pm 1.9$ 、下縁歯数は  $2.3 \pm 1.9$  であった。同様にいたち川集団の上縁歯数と下縁歯数の平均値±標準偏差はそれぞれ  $8.5 \pm 1.6, 2.0 \pm 0.7$  で、大岡川集団との比較では下縁歯数に有意差 ( $P < 0.05$ ) があった。

つぎに大岡川集団の形態形質値間の関係を見たのが表-7である。体サイズと歯数との関係はなく、上縁と下縁歯数との関係がわずかに推測された。ここでは体サイズの項目間と歯数間の回帰直線式を付記した。

大岡川集団の地点間といたち川集団の抱卵雌の体サイズと卵サイズ等の繁殖形質値を示したのが表-8である。

大岡川集団の体サイズの比較ではOPよりO1, O2の方が大きかった。統計学的にも有意差 ( $P < 0.01$ ) があった。O1, O2間では差がなかった。

卵サイズは、抱卵数、卵重量、卵重%でOPの池よりO1で高い値を示し、有意差 ( $P < 0.05, 0.01$ ) があった。平均卵体積、平均長径でもOPより川で高い値を示し、特に下流集団のO2で有意差 ( $P < 0.05, 0.01$ ) を示した。O1, O2の比較は、平均卵体積でO2が高く有意差 ( $P < 0.05$ ) を示した。

形態と卵サイズ等との関係を示したのが表-9で、また有意な相関関係が認められた項目間の直線性の検定と

回帰式を表-10に示した。

体サイズとの関係は、頭胸甲長と卵重量と抱卵数で比較的高い正の相関関係を示した。体重と卵重量、抱卵数も同様であった。卵サイズ間の関係では、抱卵数と平均卵体積、平均長径とに比較的高い負の相関があった。また卵重%と抱卵数は正の、平均卵体積とは負の相関関係を示していた。ここで卵重%、抱卵数と平均卵体積の回帰直線式は、それぞれ  $y = -0.0016x + 0.1338$  ( $y$ : 平均卵体積,  $x$ : 卵重%),  $y = -0.0001x + 0.1276$  ( $y$ : 平均卵体積,  $x$ : 抱卵数) であった。

以上の大岡川集団といたち川集団の繁殖形質を比較すると、抱卵雌の体サイズでは、いたち川集団が低い値を示した。また卵サイズの平均卵体積、抱卵数、平均長径は、大岡川集団に比べていづれも高い値を示し、統計学的にも有意差 ( $P < 0.01$ ) を示した。

## 4. 考察

アイソザイム分析は、集団の遺伝的特徴を把握する上で有効な方法で、1960年代後半頃から導入され発展されてきた。最近ではミトコンドリアDNA (mtDNA) 等による方法が確立され、多く分析されてきている。しかしこの分析法が決して有効性を失ったわけではなく、前者を両性遺伝する遺伝子の標識、後者を母性遺伝する遺伝子の標識として両面から活用されている。今回は、アイソザイム分析からヌカエビを対象とした時の測定条件、指標とする酵素遺伝子の選択等の簡易手法の確立と集団の遺伝的特徴を把握するための基礎的検討を行った。

6 緩衝液、15 酵素について検討した結果、モルホリノエタンサルホン酸/トリエタノールアミン (MES/TEA) の緩衝液使用のもと、*Gpi*, *Mpi*, *Pgm* の3つの酵素が十分な解像度をもって測定されることが示された。

東北産のヌカエビに関しては *Fdp*, *Gpi*, *Mpi* 等で多型的であるとの報告があり<sup>2)</sup>、本研究は *Fdp* 以外では一致していた。この *Fdp* は一見、遺伝的変異を示す場合もあったが、いくつかの緩衝系を併用して検討した結果、遺伝的変異を示すものでなく、酵素タンパクの二次的変成によるものと判断された。

これらから同一水系の集団、大岡川集団を対象として



表-6 地点別の形態形質の比較

区域	地点	項目	雌					雄				
			体長 (mm)	頭胸甲長 (mm)	体重 (g)	上縁歯数	下縁歯数	体長 (mm)	頭胸甲長 (mm)	体重 (g)	上縁歯数	下縁歯数
池	OP	n	132	132	132	57	57	89	89	89	50	50
		$\bar{x}$	23.43	6.429	0.223	8.2	2.4	18.27	4.723	0.097	7.8	2.6
		sd	2.63	0.783	0.074	2.0	0.6	1.40	0.390	0.022	1.7	0.8
川	O1	n	96	96	96	92	92	49 **	49 **	49 **	47	47
		$\bar{x}$	23.54	6.524	0.212	8.4	2.3	19.38	5.021	0.112	8.0	2.3
	sd	1.71	0.556	0.057	2.0	0.7	1.36	0.416	0.026	1.9	0.9	
	O2	n	122	122	122	121	121*	88 **	88 **	88 **	86	86 **
		$\bar{x}$	23.87	6.592	0.231	8.3	2.2	19.41	4.942	0.115	8.0	2.2
	sd	2.38	0.748	0.068	1.9	0.7	1.29	0.362	0.024	1.9	0.8	
Oの計	n	350	350	350	270	270	226	226	226	183	183	
	$\bar{x}$	23.61	6.512	0.223	8.3	2.3	19.13	4.873	0.107	8.0	2.3	
sd	2.33	0.473	0.068	2.0	0.7	1.46	0.405	0.025	1.9	0.8		
池	I-P1	n	36	36	36	36	36★	30	30	30	30	30★
		$\bar{x}$	23.2	6.33	0.216	8.8	2.1	18.3	4.69	0.101	8.2	2.0
		sd	2.4	0.75	0.074	1.6	0.8	2.3	0.64	0.039	1.6	0.7

注) n: 例数,  $\bar{x}$ : 平均値, sd: 標準偏差, \*, \*\*: OPとO1, O2の比較,  $P < 0.05, 0.01$ , ★: Oの計とI-P1の比較,  $P < 0.05$ .

表-7 形態形質の相関マトリックス

項目	n=453				
	体長	頭胸甲長	体重	上縁歯数	
頭胸甲長	0.979	**			
体重	0.968	**	0.962	**	
上縁歯数	0.172	**	0.160	**	0.139
下縁歯数	0.028		0.020		0.024
					0.317
					**

注) \*\*:  $P < 0.01$ , 相関係数が高く, 直線性を認めた回帰式を以下に示す。

BL=2.8972CL+4.8221 BL:体長 CL:頭胸甲長

BL=39.2750BW+15.0031 BW:体重

CL=13.1845BW+3.5787

U=0.8227L+6.3117 U:上縁歯数 L:下縁歯数

表-8 地点別の雌形態, 繁殖形質の比較 (発生段階1期)

区域	地点	項目	体長 (mm)	頭胸甲長 (mm)	体重 (g)	卵重量 (g)	卵重% (%)	抱卵数	平均卵体積 (mm <sup>3</sup> )	平均長径 (mm)	平均短径 (mm)
池	OP	n	20	20	20	20	20	20	20	20	20
		$\bar{x}$	24.29	6.682	0.219	0.029	13.4	240.5	0.109	0.809	0.506
		u	1.20	0.517	0.038	0.006	1.7	55.9	0.010	0.022	0.019
川	O1	n	10 **	10 *	10 **	10 **	10 *	10 *	10 ☆	10	10
		$\bar{x}$	25.93	7.223	0.259	0.039	15.1	294.3	0.113	0.812	0.515
	u	1.34	0.576	0.055	0.009	2.4	61.7	0.006	0.015	0.014	
	O2	n	20 **	20 *	20 *	20	20	20	20 *	20 **	20
		$\bar{x}$	25.50	7.013	0.246	0.033	13.7	252.0	0.116	0.829	0.515
	u	1.05	0.324	0.031	0.008	3.3	67.0	0.009	0.017	0.018	
Oの計	n	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
	$\bar{x}$	25.10	6.923	0.238	0.033	13.9	255.8	0.112	0.817	0.512	
u	1.34	0.501	0.042	0.008	2.6	63.7	0.009	0.021	0.018		
池	I-P1	n	6	6	6	6	6	6	6 ★★	6	6
		$\bar{x}$	23.40	6.120	0.193	0.021	11.9	154.5	0.124	0.863	0.523
		u	2.20	0.400	0.039	0.005	1.2	25.6	0.009	0.027	0.015

注) n: 例数,  $\bar{x}$ : 平均値, u: 不偏分散からの標準偏差, \*, \*\*: OPとO1, O2との比較,  $P < 0.05, 0.01$ , ☆: O1とO2の比較,  $P < 0.05$ , ★★: Oの計とI-P1の比較,  $P < 0.01$ .

遺伝的特徴を解析する上での主要な変動要因について検討を行った。Gpi, Mpi, Pgm はそれぞれ 2, 3 対立遺伝

子であった。性による遺伝子頻度の差はなく, また生息場所による分集団間の遺伝子頻度の差も認められなかつ

表－9 雌形態，繁殖形質間の相関マトリックス

n=50

項目	体長	頭胸甲長	体重	卵重量	卵重%	抱卵数	平均卵体積	平均長径
頭胸甲長	0.891 **							
体重	0.828 **	0.817 **						
卵重量	0.654 **	0.642 **	0.612 **					
卵重%	0.076	0.058	0.133	0.695 **				
抱卵数	0.377 **	0.452 **	0.426 **	0.779 **	0.551 **			
平均卵体積	0.361 **	0.261	0.374 **	-0.089	-0.432 **	-0.408 **		
平均長径	0.099	0.030	0.020	-0.154	-0.189	-0.415 **	0.674 **	
平均短径	0.411 **	0.338 *	0.443 **	-0.040	-0.437 **	-0.340 *	0.963 **	0.453 **

注) \*, \*\*: P<0.05, P<0.01

表－10 雌形態，繁殖形質間の回帰直線式と検定

変数	x	y	y=ax+b		r	F	
			a	b			
体長		卵重量	0.0039	-0.0646	0.6544	35.98	**
		抱卵数	17.95	-194.80	0.3770	7.96	**
		平均卵体積	0.0025	0.0489	0.3612	7.30	**
		平均短径	0.0054	0.3750	0.4107	9.97	**
頭胸甲長		卵重量	0.0102	-0.0377	0.6420	33.64	**
		抱卵数	57.49	-142.16	0.4517	12.30	**
		平均短径	0.0120	0.4288	0.3376	6.38	*
体重		卵重量	0.1163	0.0052	0.6119	25.59	**
		抱卵数	649.33	101.40	0.4256	10.69	**
		平均卵体積	0.0839	0.0923	0.3744	8.02	**
		平均短径	0.1881	0.4669	0.4429	11.94	**
卵重量		卵重%	227.89	6.38	0.6955	44.77	**
		抱卵数	6253.31	50.50	0.7793	73.82	**
卵重%		抱卵数	13.50	68.70	0.5511	20.93	**
		平均卵体積	-0.0016	0.1338	-0.4320	11.10	**
		平均短径	-0.0030	0.5528	-0.4367	11.46	**
抱卵数		平均卵体積	-0.0001	0.1276	-0.4082	9.67	**
		平均長径	-0.0001	0.8519	-0.4150	9.41	**
		平均短径	-0.0001	0.5358	0.3403	12.94	**
平均卵体積		平均長径	1.4890	0.6503	0.6736	37.36	**
		平均短径	1.8245	0.3068	0.9629	694.80	**
平均長径		平均短径	0.3885	0.1940	0.4533	12.94	**

注) r: 相関係数, F: 直線性検定のF比, \*, \*\*: P<0.05, 0.01.

た。ちなみに平均ヘテロ接合度に関しては，テナガエビ科 Palaemonidae の *Palaemonetes pugio* で 0.065 (遺伝子座 16)，*Macrobrachium rosenbergi* が 0.027 (遺伝子座 32) という報告がある<sup>10)</sup>。今回，指標項目に入れなかった単型の遺伝子座を数に入れば，本種では 0.087 (遺伝子座 7) の値が得られ，先の値に近くなる。

集団間の遺伝的関係は，遺伝的距離 D によって推定できる。今回は，相対比較を行い，同一水系の集団間の方が異なる水系集団より低い値を示した。

つぎに形態と繁殖形質との関係を検討した。筆者ら<sup>11)</sup>が行ったヌカエビの生態に関する調査報告をもとに生息場，体サイズ，繁殖形質等の特徴を概観してみる。地点 OP

と O1 は，谷が異なる最上流部の池と川の淵 (S 型の成因区分) に生息し，O2 は双方が合流した後の川の淵 (M 型の成因区分) に生息していたものであった。O1 の下流は，高さ約 10m の多段式落差工が設置され，また OP の下流も 1990 年までは左流と同様な形態であったが，現在は，高速道路のインターチェンジが造られ川が遊水池，暗渠となった。そのためこれら集団の相互の関係がますます希薄になり，特に OP と O1 集団の関係がほとんどない。また上流から下流への個体の移動，分散があっても，逆は不可能な状況であると考え。体サイズからみると池より川集団で大きく，繁殖形質では抱卵数が川集団で多かったことを示し，止水，流水等の生息場等に関係し

たものと指摘していた。

今回、形態、繁殖形質等を詳細に検討するために繁殖期の初期の成エビを用いて検討したところ、OP 集団に比べて O1, O2 集団で額角の下縁歯数で差があり、また抱卵数、平均卵体積で有意差を示していた。いずれも川集団で高い値であった。これらによって集団内の形態、繁殖形質等の変異の幅が比較的大きいことが明らかになるとともに必ずしもそれが遺伝子組成の差を反映したものでないことが示唆された。しかし大規模な河川に生息するエビ類、テナガエビ<sup>6)</sup>、スジエビ<sup>12)</sup>は、同一水系内で卵サイズ、遺伝子組成が異なる集団が分布することが報告されており、今後この点からもヌカエビの地理的変異幅をさらに検討していく必要があると考える。

また繁殖形質相互の関係では、繁殖努力量としての卵重%が増加すると抱卵数の増加、卵体積の減少等の関係が示された。

今まで同一水系の集団内の変異性について検討してきた。そこで同じ地域を水源とする他水系、境川水系の支川の柏尾川に流入するいたち川集団との関係について見たのであった。その結果、*Mpi*, *Pgm* の遺伝子頻度で差を示し、また大岡川集団の計との遺伝的距離 *D* が 0.0208 と比較的高い値を示した。ただし平均ヘテロ接合度は 0.0376 と比較的低値であった。形態比較では、額角の下縁歯数で差を示し、繁殖形質は抱卵数、平均卵体積で差を示す等、水系による集団の遺伝子頻度の違いが推測された。

以上、今回は、集団内の変異幅を明らかにするために検討してきた。今後、地史的年代からみた水系の歴史、ヌカエビ集団の成り立ち等を考慮するならば、広い地域での把握、相互比較することによってこれらの結果の持つ意味がより鮮明になってくるものと考えている。

## 5. まとめ

生物多様性に関してヌカエビの遺伝的側面から解析した。今回はアロザイム分析の条件と大岡川水系集団の遺伝子組成の把握、集団内の変異幅を中心に検討した。

1) 資料は腹部筋肉、ホモジナイズ等の条件を一定にした。アロザイム分析は、*Gpi*, *Mpi*, *Pgm* の 3 酵素で行った。

2) 各遺伝子座の対立遺伝子数は *Gpi*, *Mpi* が 2, *Pgm* が 3 であった。同一水系内の分集団間の遺伝子頻度の比較では差がなかった。

3) これら集団の 3 遺伝子座に関する平均ヘテロ接合度は、0.1917 ~ 0.2239 であった。

4) 形態比較では、池の OP 集団より川の O1, O2 集団の方が体サイズが大きく、額角の歯数が多かった。

5) 繁殖形質では、OP との比較で抱卵数、平均卵体積で差があった。形質間では、抱卵数、卵重%と平均卵体積に負の相関を示していた。

6) いたち川集団との遺伝子頻度の比較では、*Mpi*, *Pgm*

で差を示した。大岡川集団との 3 遺伝子座に関する相対的距離は 0.0208 であった。形態では額角の下縁歯数、平均卵体積等で差があった。

以上から同一集団内の遺伝子頻度、繁殖形質等の変異の状況が明らかになった。さらに分集団間および水系が異なる集団との関係が把握された。今後、これらの手法を用いて他の水系の孤立した集団間の関係を明らかにしていく。

## 謝辞

本研究をまとめるにあたり調査に協力していただいた横浜自然観察の森の関係者各位に御礼を申し上げます。

## 文献

- 1) Primack.R.B.・小堀洋美: 保全生物学のすすめ, 文一総合出版, 東京, 398pp (1998).
- 2) Wilson.E.O: 生命の多様性, 大貫昌子・牧野俊一訳, 岩波書店, 東京, 559pp (1996).
- 3) 鷺谷いづみ・矢原徹一: 保全生態学入門, 文一総合出版, 東京, 270pp (1996).
- 4) 樋口広芳: 保全生物学, 樋口広芳編, 東京大学出版会, 東京, 253pp (1996).
- 5) 沼知健一: アイソザイムによる魚介類の集団解析, 昭和 61 ~ 63 年度, 海洋生物集団の識別等に関する先導的評価手法の開発事業報告書, 日本水産資源保護協会(社団法人), 28 ~ 81 (1989).
- 6) Mashiko,K. and K.Numachi: Genetic evidence for the presence of distinct fresh-water prawn(*Macrobrachium nipponense*) populations in a single river system. *Zool. Sci.*,**10**, 161 ~ 167(1993).
- 7) 根井正利: 分子進化遺伝学, 五條堀孝・斉藤成也共訳, 根井正利 監訳・改訂, 培風館, 東京, 433pp (1996).
- 8) Sokal R.R.,F.J.Rohlf: 生物統計学, 藤井宏一訳, 共立出版株式会社, 東京, 349 ~ 378(1985).
- 9) Ikeda M・A. Kijima・Y.Fujio: Genetic Divergence Between Two Subspecies in *Paratya compressa* (Decapoda:Atyidae),*Nippon Suisan Gakkaishi*,**58**,819 ~ 824 (1992).
- 10) Hedgecock D・M.T.Tracy・K.Nelson: Genetics, The Biology of Crustacea, Vol.2, Embryology, Morphology and Genetics, Edited L. G. Abele, 283 ~ 403(1982).
- 11) 樋口文夫・福嶋悟・水尾寛己・前川渡: 大岡川源流域におけるヌカエビの生息場所と生活様式, 大岡川・境川水系生態調査報告書, 横浜市環境科学研究所, 環科研資料 No.123, 203 ~ 215 (1996).
- 12) Chow S,Y.Fujio: Biochemical evidence of two types in the fresh water shrimp *Palaemon paucidens* inhabiting the same water system, *Bull.Japan.Soc.Sci.Fish.*,**51**, 1451 ~ 1460 (1985).

# 地盤環境に関する調査研究 ( I )

## — 軟弱地盤と地盤沈下 —

杉本 実 (横浜市環境科学研究所)

横内宣明 (横浜市環境科学研究所)

### Study on Geotechnical Environment in Yokohama Area

Minoru Sugimoto (Yokohama Environmental Research Institute)

Noriaki Yokouchi (Yokohama Environmental Research Institute)

キーワード：軟弱地盤、堆積環境、地下水位、地盤沈下、層別沈下

#### 要 旨

横浜市環境科学研究所は開所以来、地盤環境に関する基礎的調査研究を一貫して進めている。本論は地盤環境災害の一つである地盤沈下について、これまでの成果をとりまとめ、その歴史的背景と対策を検証し、地盤沈下対象地層の地史的形成過程（堆積環境）における層序の確定と沈下機構の検討を行った。

局所的地盤沈下の要因は、工業の発展に伴う工業用地下水の過剰揚水から始まり、建設工事に伴う大規模地下掘削の地下水排除などであった。地盤沈下の発生地帯は沖積層の厚い河川低地であり、極めて軟弱な地層からなっている。地層内部の収縮は各々異なる特徴を示しており、圧密特性や土質特性等に大きな違いが認められる。地層内部の収縮量は一様でなく、沈下速度に影響していること等を明らかにした。最近の地盤沈下は、地層内部の一部で収縮が継続されており、残留沈下として地面に現れているが、全体的には鎮静化の傾向にある。地下水位を安定水位で維持することが地盤沈下や液状化対策に効果的であると考えられる。

#### 1. はじめに

地下の環境問題には、地盤沈下、地盤の液状化、断層破壊、地下水汚染等の問題がある。これは、地盤環境が我々の生活と密接に結びついている以上、その原因を解明し、対策を施す必要がある。

わが国の地盤環境災害の典型的な一例は、地盤沈下の発生に伴う高潮被害、地震断層の破壊に伴う建物倒壊及び火災発生被害等である。このような事例の多くは、地下の地質構造の特性や土性と密接な係わりを持っており、安全な都市形成に向けては、その基礎的データの集積と構造解明が最も重要な要素であると考えられる。すなわち、都市の土台である地盤図等の整備は避けて通れないものとなっている。

横浜市は地盤環境の調査研究において地質構造や地下水環境調査を行っている。その成果は、地盤図作成やデータの有効利用を目的とした地盤情報活用システムの構築によって、情報の流通を図り多くの利用に供している。

一方、本市の地盤環境災害（地盤沈下、液状化、斜面崩壊）は軟弱地盤地帯やその周辺崖壁に多く現れ、被害をもたらしている。軟弱地盤は市域全体の約 3 割を占め、都市の中心部に分布している。その層厚は最大で約 60m に達し、過去においての局所的な地盤沈下は全国的にもワースト<sup>1)</sup>を記録している。これまでに、地盤沈下が問題となった地域は関東平野<sup>2)</sup>、新潟平野<sup>3)</sup>、濃尾平野<sup>4)</sup>、大阪平野<sup>5)</sup>、筑後・佐賀平野<sup>6)</sup>などの都市

域である。これらの都市は地盤構造や沈下の発生要因がそれぞれ異なった特徴をもっている。

本市においては開発に伴う軟弱地盤の局所的沈下に特徴がある。また、液状化の要因である砂層は河川流域や埋立地に多く分布している<sup>7)</sup>。これらの対策には、その基礎データとなる地層の堆積過程や災害発生の歴史的背景およびそのメカニズムの要因分析など調査研究が重要であると考えられる。

本論は、これまでの地盤環境調査についてまとめた資料<sup>8,9,10,11,12,13,14,15)</sup>を基に、新たに得たデータを加えて、軟弱地盤と地盤沈下の要因分析を行い、今後の環境保全対策に供する資料を得るものである。

#### 2. 地盤沈下の推移

##### 2-1 全国の地盤沈下史

地盤沈下は大正初期以降、日本の工業発展に伴って認められる現象で、東京都江東地区で異常沈下として記録されたことから始まっている<sup>2)</sup>。工業化による地下水需要の急増がその原因で、昭和初期には、大阪平野でも地盤沈下が報告<sup>8)</sup>されはじめた。

戦後は復興期から高度経済成長期にかけて産業活動の進展と共に地下水需要が急増しはじめ、東京・大阪などの大都市、工業都市を中心に激しい地盤沈下に見舞われている。このため、昭和 30 年代からは、地下水の揚水規制、工業用水道の整備などの代替水源対策がとられている。大都市での激しい地盤沈下は昭和 50

年代まで続き、最近では関東平野北部地域<sup>16)</sup>などの大都市近郊や筑後・佐賀平野<sup>17)</sup>などの農村地域あるいは積雪地帯<sup>18)</sup>の山村部などで農・工業用水、生活用水、消雪用水など、地下水の用途が多岐に渡って利用され、地盤沈下を引き起こしている。

地盤沈下が大きく関わった災害は、1934年(昭和9年)の室戸台風で大阪府の浸水被害<sup>19)</sup>がある。また、昭和34年の伊勢湾台風では、死者行方不明者4,645人、家屋の全壊32,629戸という未曾有の被害<sup>20)</sup>をもたらしている。

## 2-2 横浜の地盤沈下史

横浜の地盤沈下発生地域は、河川流域に沿って細長く分布している軟弱地盤(図1)である<sup>7)</sup>。地盤沈下が最初に認められたのは、京浜工業地帯の一端を担う臨海工業地域の横浜市北東(神奈川区、鶴見区)と川崎市城になる。この地域は、鶴見川低地の下流域にあたる。地盤沈下は昭和初期に大量の地下水を工業用水として過剰揚水したことが原因となり、1928年～1955年の27年間に約1.4mも沈んでいる(図2)<sup>17)</sup>。

地盤沈下の第1次発生地域は鶴見川低地下流であったが、第2次発生地域はJR横浜駅を中心とする帷子川低地下流となっている<sup>18)</sup>。第1次地盤沈下の発生原因が工業用水利用による地下水の過剰揚水であるのに対し、第2次の地盤沈下原因は大規模地下掘削に伴う地下水排除及び山留め不良がその主因と考えられた。

この地域の地盤沈下は1958年から1964年(昭和33年～39年)にかけて、ビルの建設ラッシュが始ま

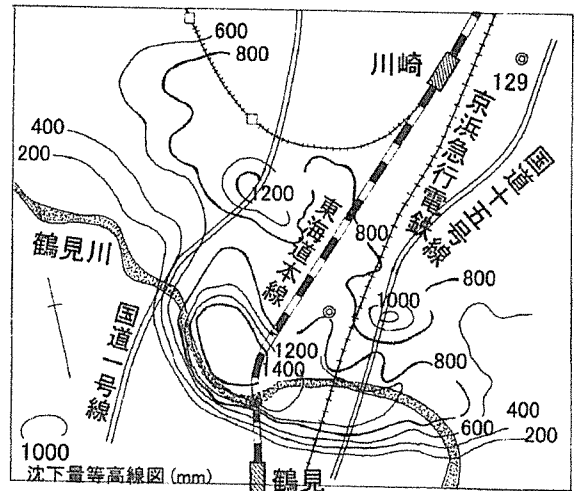


図2 地盤沈下分布図(鶴見市場・川崎市付近)

った時期で、大量の地下水が排除されて著しい地盤沈下が発生した。その後は一端、ビル建設の停滞で地盤沈下も鈍化しつつあったが、1970年(昭和45年)頃から再び建設ラッシュに火が付き、年間10cm以上の測定点も現れ、激しい地盤沈下が発生している<sup>19)</sup>。このような地盤沈下現象で付近一帯は海面以下のゼロメートル地帯となり、浸水被害、建物基礎の抜け上がり、地下埋設物や舗装道路の破損などの被害をもたらしている(写真1)。

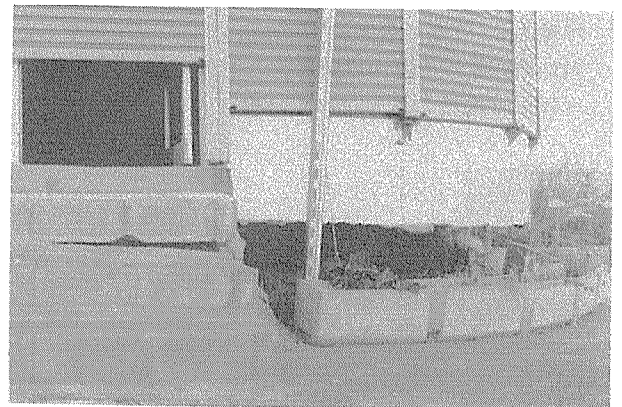


写真1 鶴見川低地の建物被害  
(1982年、建設ラッシュで新横浜駅周辺の地盤沈下が発生)

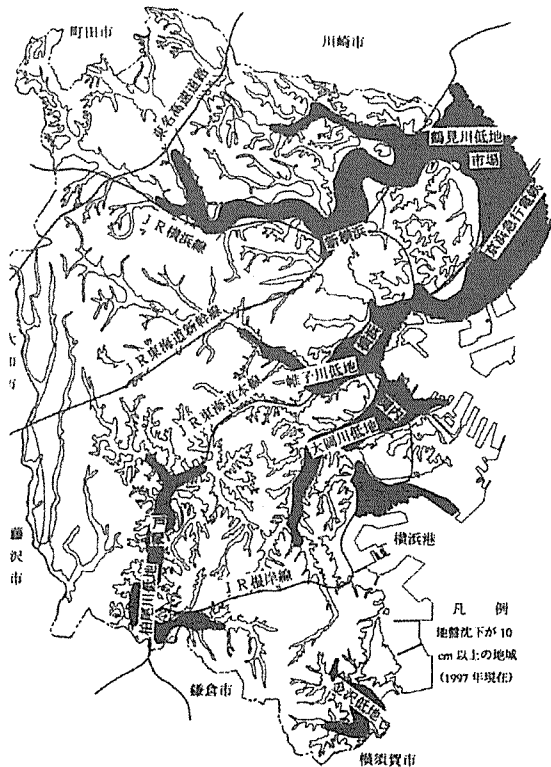


図1 横浜の軟弱地盤と地盤沈下地帯

図3は1960年(昭和35年)から2カ所の観測所で測定した地盤沈下と地下水位の変動図である<sup>20)</sup>。地下水位は1973年頃から急激に低下し、それに伴って地盤沈下速度も速まっているのが認められる。短期間の地下水位は約7～8mも低下しているが、これなどは建設ラッシュと同時期にあたる。

また、この地域の水準測量の値は最大で累計約1m前後になっている地点もある。全体的な値はその場所によって異なるが、地盤は約30～70cm沈んでいると考える。

現在、この地域の地盤沈下は、以前に発生した残留

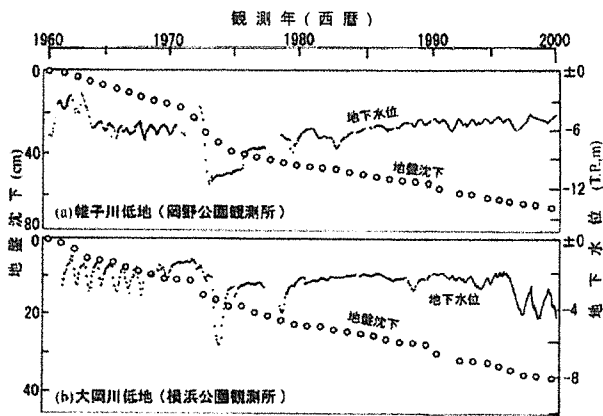


図3 地盤沈下と地下水位の経年変数

沈下が年間約3~10mm程度で進み、ほぼ鎮静化してきている。

更に第3次発生地域はJR戸塚駅周辺の柏尾川低地)と<sup>21)</sup>JR新横浜駅周辺の鶴見川低地中流)<sup>22)</sup>になる。1970年~1975年(昭和45~50年)頃にかけて両地域の開発が進み、著しい地盤沈下が記録されるようになった。新横浜駅周辺の建物被害が大きく(写真2)、この地域は1981年から1983年(昭和56~58年)頃にかけて年間最大26.3cmの沈下が記録され、環境庁による全国地盤沈下調査<sup>1)</sup>では、ワースト1になるほどの激しい状況が続いていた。

一方、柏尾川低地の戸塚駅周辺も同時期に地盤沈下が発生し、年間で最大約100mm以上の場所もあった。両地域の最近の傾向は鎮静化してきており、年間約3~10mm前後の値となっている。



写真2 帷子川低地の浸水被害  
(1979年、台風20号による横浜駅周辺の地盤沈下ゼロメートル地帯)

### 3.横浜の地盤

地盤環境は地下の環境問題を解明し、対策に資すること目的としていることから、その基礎となる本市の地形・地質の把握は重要である。これらの地形・地質は各々異なる地域で長期の堆積過程を経た堆積物である

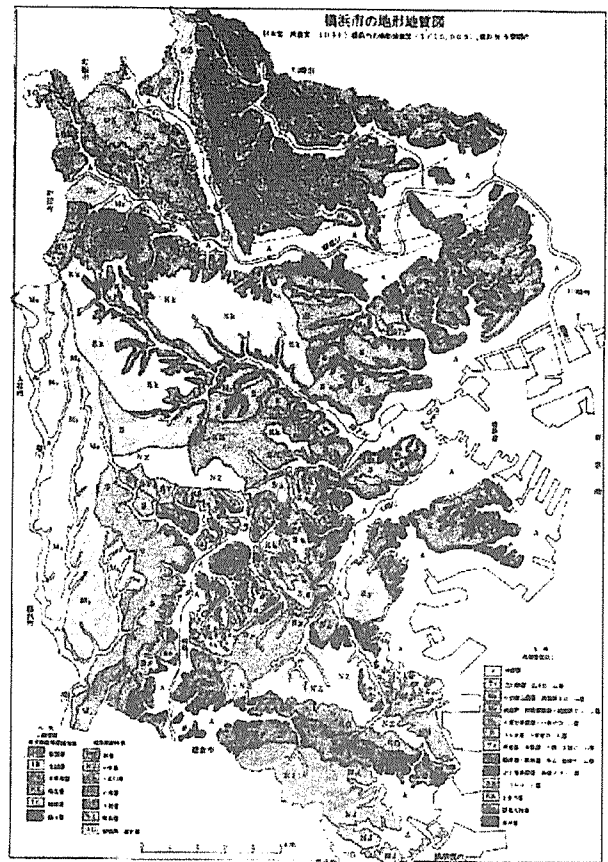
ため、各地の地形・地質構造は地域差が著しいのに特徴がある。

ここでは当研究所が調査した地形・地質構造の結果の概要について述べる。

#### 3-1 地形・地質概要

横浜市の地理的位置は南関東の南端部にあり、北側には多摩川が西から東に流れ、西側には相模川が北から南に流れ、東は東京湾に接し、南部から南西側にかけて三浦丘陵が連なっている。

地形的特徴は、丘陵地と台地が市域全体の約7割を占め、残りの約3割が河川に沿った沖積低地と臨海部の埋立地からなっている(図4)。



杉本,岡(1996)

図4 横浜市の地形地質図

丘陵地や台地に関する地形地質学的研究は1887年頃から始まり、多摩丘陵の調査や下末吉ロームの細分研究等が進められている<sup>23,24,25)</sup>。その後、下末吉海進期の古地理等の調査が進められ、下末吉ローム層を形成する火山灰の起源などを明らかにしている<sup>26)</sup>。

関東山地の東麓から東方に連なる多摩丘陵は横浜市の北西方から中央部を経て南方の三浦丘陵に接し、丘陵の標高(T・Pで表示する)は60~80mである。南方の三浦丘陵との境は、相模湾岸の片瀬から六国見山(T・P147.4m)、円海山(T・P153.3m)の北麓を通り東京湾岸の富岡を結んだ線とした。この付近は円海山を中心とした浸食の進んだ斜面形を呈し、山地として区分することもある。多摩丘陵の南西端部付近で標



高が一段と低くなっているが、これは構造運動の影響で相対的に沈降しているのが原因とみられている<sup>27)</sup>。

なお、丘陵地を構成している地質は、基盤の上総層群と、これを不整合に覆う相模層群からなっている。

台地は丘陵地より一段と低い地域に分布しているが、その一つは相模川によって形成された河岸段丘 (T・P 40~50m) で、相模原台地の一部にあたり、横浜市の西端部を南北方向に細長く分布している。

一方の台地は柏尾川兩岸に分布する下末吉台地 (T・P 60~70m) と東京湾側に分布する下末吉台地 (T・P 50~60m) からなっている。

丘陵地と台地の境界は下末吉海進時の海岸線 (旧汀線) によって区分され、下末吉層の堆積面を示す平坦な地形から台地を判別している。この平坦な台地は下末吉台地である。

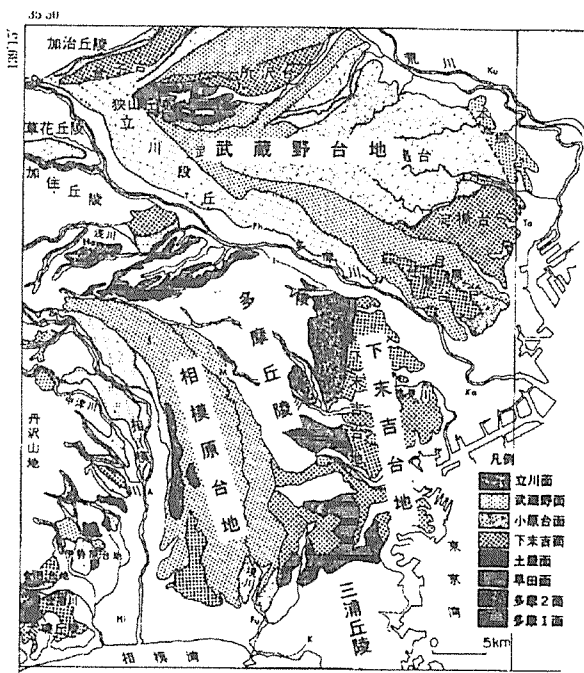
多摩丘陵の北東側には武蔵野台地が広く分布している。かつて海岸平野として形成された部分と、多摩川によって形成された古い扇状地平野と河岸段丘とからなっており、台地の形成時期がそれぞれ異なった複合台地からなっている。

本市北部の鶴見川の流域には、かつて海岸平野として形成された下末吉台地があり、台地の側方低位には鶴見川や小河川により形成された河岸段丘 (武蔵野、立川面) が分布している (図5)<sup>28)</sup>。

本市全域の丘陵地と台地は浸食が進み、谷地形は樹枝状に広がり、起伏に富んだ地形を呈している。

鶴見川、帷子川、大岡川、柏尾川、境川及びその支流は下方浸食と側方浸食が進み、相模層群や上総層群を刻み込んで地層の厚い沖積層を形成している<sup>9)</sup>。

なお、山地、丘陵地、台地の記載については、今後「丘陵台地」と呼ぶことにする。



図(1991)

図5 横浜市とその周辺地域の地形面分布図

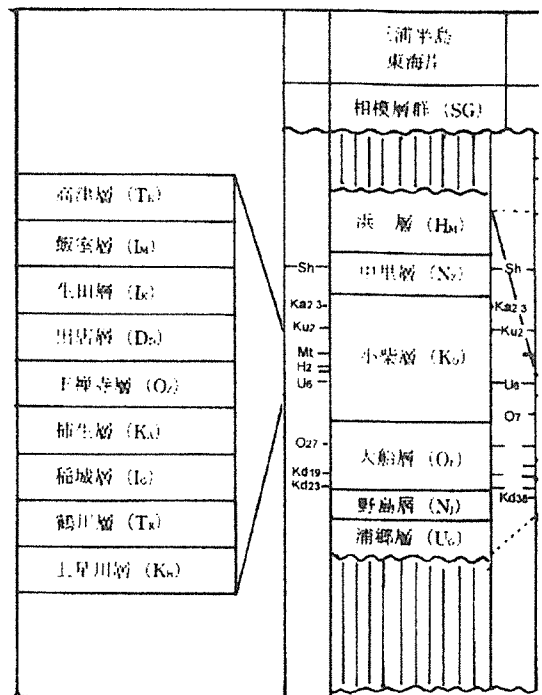
横浜市域の基盤を構成する地質は、鮮新世~前期更新世 (以下更新世前期と呼ぶ) の堆積物からなる「上総層群」であり、図6に示すとおり層序区分<sup>29)</sup>されている。これを第四紀中・後期更新世 (以下更新世中・後期と呼ぶ) の堆積物からなる「相模層群」が不整合に覆い丘陵台地を形成しているが、その層序は図7のように区分<sup>30)</sup>されている。更に後期更新世から完新世の堆積物 (海成層、陸成層及び風成層) が台地や河岸段丘、低地を形成している。低地は主に最終氷河期 (約2~1.8万年前) 以降の堆積物で沖積層 (軟弱地盤) として区分している。図8は横浜地域と東京地域の対比結果である<sup>31)</sup>。

### 3.2 軟弱地盤の層相

#### 3.2.1 軟弱地盤 (沖積層) の堆積

地質調査における地層命名は、模式地の名称が多く使われているが、この理由は堆積物の特徴が地域によって、それぞれ異なる岩相を示し、ローカルの要素が強い堆積物だからである。横浜市域には、過去に多くの露頭があったため、地層対比の模式地になっていた。そのため、地層名の多くがその地域名から名付けられている。

一方、横浜市域の河川低地や沿岸埋め立て地の堆積物は、そのほとんどが更新世後期末から完新世にかけて堆積した地層であり、露頭で確認することのできない堆積物である。これを一般に沖積層または軟弱地盤と呼んでいる (以下、軟弱地盤という) (図9)。その堆積年代は河口部の最下位地層 (基底礫層) で約2万年前が測定されている<sup>32)</sup>。また、その上位地層は複雑な互層堆積物からなり、更にその上位層 (鶴見川低地



杉本、梅原、三梨(1991)

図6 横浜市域の上総層群層序図



表1 花粉群集変遷に基づく気候変化と堆積年代表

横浜地域 花粉化石群集帯	古 環 境			推定年代	各ボーリングにおける主要・特徴花粉化石		
	古植生	記 事	古気候		金沢低地 泥礫コア (Dk 1)	帷子川低地 金沢コア (Kk 1)	鶴見川低地 新横浜コア (Sy 1)
Ⅶ (マツ属複雑管束亜属 -スギ属帯)	マツ・スギ林期	マツとスギが分布拡大、マツまたはスギの二次林発達。シイ・カシ類の照葉樹とナラ類の落葉広葉樹がさらに衰退。	温帯	1千年前 以降	マツ属複雑管束亜属	マツ属 スギ属	草本花粉 シダ植物胞子
Ⅵ (スギ属- アカガシ亜属帯)	スギ増加期	シイ・カシ類が衰退の兆候を示し、スギが増加する。ナラ類などの落葉広葉樹が衰退。	やや冷涼化と 降水量の増加	1千 ~ 3千年前	アカガシ亜属 スギ属	コナラ亜属 アカガシ亜属 スギ属	コナラ亜属 アカガシ亜属 スギ属
Ⅴ (アカガシ亜属帯)	照葉樹林期	ナラ類などの落葉広葉樹を交えたシイ・カシ類からなる照葉樹林が発達。	暖温帯	3千 ~ 7千年前	アカガシ亜属 シイノキ属	コナラ亜属 アカガシ亜属 シイノキ属	コナラ亜属 アカガシ亜属 シイノキ属
Ⅳ (コナラ亜属- エノキ・ムクノキ属 帯)	暖温帯落葉 広葉樹林期	ナラ類とエノキ・ムクノキ類からなる暖温帯落葉広葉樹林。後半にシイ・カシ類が分布拡大を開始。	温暖化	7千 ~ 8ないし8.5千 年前	エノキ属 -ムクノキ属 コナラ亜属	エノキ属 -ムクノキ属 コナラ亜属	エノキ属 -ムクノキ属 コナラ亜属
Ⅲ (コナラ亜属帯)	冷温帯から 暖温帯広葉樹林 への移行期	ナラ類優占の落葉広葉樹林期。	後氷期初期 (完新世)	8ないし8.5千 ~ 1万年前	コナラ亜属	コナラ亜属	
Ⅱ (コナラ亜属 -ブナ属帯)	冷温帯 落葉広葉 樹林期	ナラ類優占、ブナなどを伴う冷温帯落葉広葉樹林。低地にハンノキ湿地林発達。	晩氷期	1万年前前後	コナラ亜属 ブナ属 ハンノキ属	コナラ亜属 ブナ属 ハンノキ属	
Ⅰ (トウヒ属-ツガ属 -マツ属帯)	亜寒帯 針葉樹林期	トウヒ属が優占する亜寒帯針葉樹林。	氷期 (寒冷期)	2万年前 前後		トウヒ属 ツガ属	トウヒ属 ツガ属 マツ属

方向を転じ、古東京川に合流する。古多摩川の谷底深さは古鶴見川合流付近で約40m~45m、市場付近で約50~60m、川崎市川崎区桜本町付近で約60~70mと深くなっている。

一方、鶴見川低地中流の新横浜付近の埋没谷は、第三京浜道路と交差する付近で約20~22m、新横浜駅付近で約22~24m、港北区新羽町から早渕川合流付近で約30~32mの深さになっている。

これらの谷底に埋没した堆積物は下流域、中流域、上流域でそれぞれ異なった層相を示している。下流域の地層は、基底礫層(BG)、横浜七号地層(YN)、中間砂礫層(HGB)、横浜地層(YA)、上部砂層(UGB)、上部層(UA)に区分される。

中流域はBG層、YA層、UA層に区分され、局部的にUA層に泥炭層(UAp)や砂層(UAs)が堆積している。

図9は古鶴見川と古多摩川の下方・側方浸食で形成された谷底に堆積した軟弱地盤の断面図である。堆積物全体の特徴は4低地のものよりも礫、砂、シルト系が多く、均質粘土、泥炭層(有機物)の少ない傾向がみられる。この影響は多摩川の運搬土砂と係わりがあると考えている。

### 3.2.4 帷子川低地の軟弱地盤

帷子川低地の埋没谷は星川ドームの東翼から下流側で急に深くなり、今井川合流付近で約28m、JR横浜駅付近で約44mとなる。

古帷子川の流路は低地の中心部に位置するが、西区岡野一丁目付近からは左岸よりに流路が変わり、横浜港に注いでいる。

基底には礫層(BG)が堆積し、その上位は横浜七号地層(YN)、横浜地層(YA)、上部砂層(UGB)、上部層(UA)

にそれぞれ区分される。

BG層は淡水成層からなり、分布範囲は今井川合流付近から下流域に堆積している。YN層は薄く堆積しているが、その上位にはYA層が覆っている。

YA層は鶴見川低地と同様、海進期に堆積した地層で砂層(YAs)、砂質シルト層(YAssi)、シルト層(Yasi)、粘土層(YAc)、泥炭層(YAp)からなっている。YN層とYA層との間に薄いYAp層が挟まれることがしばしば観察される。このYAp層は海退、海進が繰り返された時期に堆積した汽水成のもので、YN層とYA層を区分する上で鍵層として扱うことができる。

また、海進最盛期に堆積したUAp層は横浜新道と交差する付近に分布する。これを境にして下流域にはYA層が堆積し、上流域はUAp層、UAg層、UAs層の河川成堆積物が堆積している。

UA層は砂層(UAs)、砂質シルト層(UAssi)、シルト層(UAs)、粘土層(UAc)、泥炭層(UAp)、盛土層(F)等からなっている。本層は河川成や湿地帯(沼地)の堆積物で、地域によって層厚が著しく変化する。

地質構造は鶴見川低地(中流)、大岡川低地、金沢低地と同様の堆積物からなるが、柏尾川低地に限っては多くの違いが認められる。

### 3.2.5 柏尾川低地の軟弱地盤

埋没谷は上流から下流に向かって緩やかな勾配を示し、地形的影響が反映されている。柏尾川低地は相模造盆地運動によって古戸塚湾が形成され、中流域が緩やかな斜傾構造になっている。このため、低地の南北は基盤が高くなっている。この影響で浸食谷の下方・側方浸食はそれほど多く進まず、谷底は相模層群が刻み込まれているだけで、基盤として不安定な地層が堆

積している。低地の層厚は上流域の泉区岡津町付近が約4~5mと浅く、上矢部町付近からやや深さを増して約11~13mとなり、JR戸塚駅付近で約14mとなっている。更に中流域では戸塚第二下水処理場付近が約19mとなり、そこから少し深くなって金井町付近で約21m、いたち川合流付近で約24mとなっている。

軟弱地盤の基底は相模層群であるが、その形成過程は、地殻変動と海水順変動及び火山噴出物の絡み合いにより堆積と浸食が繰り返されているために複雑な堆積形態を示している。

柏尾川低地の沖積層は下流域が相模湾に近い藤沢市、鎌倉市、中流域と上流域が横浜市域に区分される。

中流域の地層は、下位より、YA層、UA層にそれぞれ区分される。UA層のUAp層は分解・未分解質の有機物からなる厚い堆積物である。

全体の層厚は阿久和川合流付近で約10~13m、JR戸塚駅付近で約12~15m、いたち川合流付近で約20~22mである。

#### 4. 軟弱地盤の堆積環境

##### 4-1 堆積年代

軟弱地盤から産出した貝化石を使って、<sup>14</sup>C法による年代測定を行った。これによって縄文海進で水中堆積した堆積物の速度を推定することができる。堆積物の深度と年代値の各々の関係は、TP-34m以深は0.04cm/year、TP-34~-15m付近では1.00cm/year、TP-5m以浅は0.5cm/Yearとなり、TP-34~-15m付近の堆積物が最も速い速度で堆積されている。すなわち、軟弱層形成は約6,200年前から約3,500年前の間に短期間で多くの堆積物が水中堆積されたことが推定される。

また、軟弱地盤は陸成~干潟の堆積物(YN層)と海成の堆積物(YA層)に区分されたが、これらの関係を整理すると次のように考えられる。

① 陸成~干潟堆積物は潮汐の影響で陸化と水没が繰り返され、乾湿によるスレーキング現象や化学的結合作用等、長期間に渡って外気の複雑な続成作用を受け、堆積したものである。

② 海成堆積物は土粒子が海水に短期間で沈澱し、堆積したため①のような複雑な続成作用は受けていない。

③ 以上のことから①と②の堆積物は堆積環境に明らかな違いがある。

##### 4-2 古環境対比における層相区分

地層には多くの花粉化石が堆積物に混入している。その地層を連続で垂直に採取して分析すれば、その場の地史、古気候、堆積年代等を明らかにすることができる。ここでは、鶴見川中流域、帷子川下流域、金沢沿岸域における軟弱地盤の古環境を花粉群集変遷に基づいて調査し、気候変化と堆積年代を考察した。

##### 4-2-1 基底礫層(BG)の古環境

最下位層の基底礫層はI帯(トウヒ属-ツガ属-マツ属帯)に区分される。本層は亜寒帯針葉樹の卓越した氷期(寒冷期)と考える。年代は約2万年前前後が推定され

る。

##### 4-2-2 横浜七号地層(YN)の古環境

横浜七号地層はII帯(コナラ亜属-ブナ属帯)に区分される。

泥炭、シルト、砂質シルト、砂層からなり、本層の花粉化石はブナ属、コナラ亜属、ニレ属-ケヤキ属、クマシデ属-アサダ属を主要化石とし、落葉広葉樹林の花粉が卓越している。古気候は冷温帯、推定年代は1万年前前後、なお、腐植物(深度27.4m)の年代は9,090(+1,010年、-900年)Y.B.P.が測定された。

##### 4-2-3 横浜地層I(YA I)の古環境

横浜地層IはIII帯(コナラ亜属帯)に区分される。YN層からYA層の堆積物で、泥岩片混じり砂・シルト、腐植物が混入している。花粉化石はコナラ亜属が優占し、クマシデ属-アサダ属、ニレ属-ケヤキ属などを高率に伴う。ナラ属からなる落葉広葉樹林が発達する時期と思われる。暖温帯要素のアカガシ亜属、シイノキ属-マテバシイ属、アカメガシワ属などを僅かに産出することから温暖化が進んだと考えられる。年代は約8ないし8.5千年前~1万年前と推定される。

##### 4-2-4 横浜地層II(YA II)の古環境

横浜地層IIはIV帯(コナラ亜属帯-エノキ-ムクノキ属帯)に区分される。腐植物、貝殻片が混入する粘土からなり、花粉化石はコナラ亜属とエノキ属-ムクノキ属が優占し、ニレ属-ケヤキ属を高率に伴う。クマシデ属-アサダ属、アカメガシワ属、トチノキ属などを低率で産出する。ナラ類、エノキ属-ムクノキ属からなる暖温帯落葉広葉樹林が発達したと考えられる。年代は約7千年前から約8ないし8.5千年前と推定される。

##### 4-2-5 横浜地層III(YA III)の古環境

横浜地層IIIはV帯(アカガシ亜属帯)に区分される。貝殻片混入の粘土、シルトからなり、花粉化石はアカガシ亜属とシイノキ属-マテバシイ属が優占し、コナラ亜属、ニレ属-ケヤキ属、エノキ属-ムクノキ属、クマシデ属-アサダ属、スギ属などを伴う。この時期は、気候の温暖化が更に進み、シイ、カシ類からなる暖温帯常緑広葉樹林が発達する。年代は約3千年前から約7千年前と推定される。

##### 4-2-6 横浜地層IV(YA IV)の古環境

横浜地層IVはVI帯(スギ属-アカガシ亜属帯)に区分される。

貝殻片、腐食物混じりのシルト、砂からなり、YA地層からUBG地層の堆積物である。花粉化石はアカガシ亜属が優占、スギ属が多産する。気候はやや冷涼化する。年代は約1千年前から約3千年前と推定される。

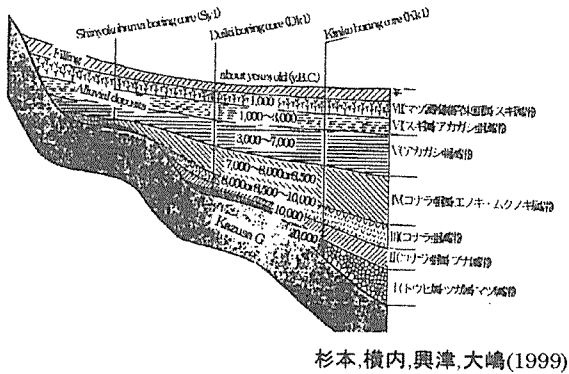
##### 4-2-7 上部層(UA)の古環境

上部層はVII帯(マツ属複維管束亜属-スギ属帯)に区分される。

シルト、シルト質砂からなり、マツ属、スギ属が多産し、アカガシ亜属、コナラ亜属、シイノキ属-マテバシイ属、ニレ属-ケヤキ属、エノキ属-ムクノキ属などを伴う。

年代は約1千年前以降と考える。

花粉化石から推定される後背地の植生変遷と、推定される年代の対比を図10にまとめた。落葉広葉樹のコナラ亜属の産出が特に多く産出する地域、また照葉樹林のアカシ亜属が多産する地域に特徴がある。すなわち、内陸域の特徴を示す古環境と海岸域の特徴を示す古環境が認められる<sup>34)</sup>。



杉本,横内,興津,大嶋(1999)  
図10 横浜軟弱地盤の古環境対比模式図

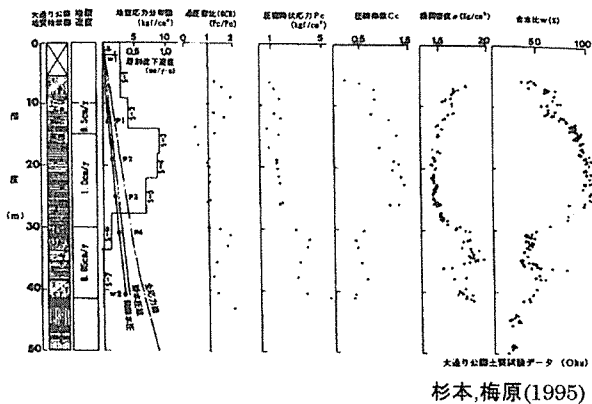
#### 4-3 堆積速度が沈下と土性に及ぼす影響

地層の厚い軟弱地盤は内部の沈下（地層収縮）現象が各々異なっている。この理由はつぎのように考えている。

- ①地下水水位の変動や地盤掘削の改変で有効応力が減少し、地層間の増加応力が異なる。
- ②水中堆積物の沈殿速度や続成作用の影響で地層間の土性および理化学的性質が異なる。

図11はJR関内駅付近の層厚50.1mに設置した層別沈下装置の調査結果<sup>35)</sup>であるが、層中央付近の含水比、圧縮指数は弓状で他の地層より最も大きく、湿潤密度は小さい値を示す。過圧密比は1に近く、正規圧密状態に近い堆積物である。また、歪が大きい地層の深度とも一致している。

一方、中央層の堆積速度は年間約1.0cmで水中堆積されている。下位層の水中堆積は年間約0.04cm、上位層は年間約0.5cmの速さでそれぞれ堆積されている。



杉本,梅原(1995)  
図11 横浜軟弱地盤の堆積環境と層別沈下及び土性図

中央層は下位層の約25倍、上位層の約2倍の速さで堆積されていることになる。

土粒子が水深の深い海水に沈殿堆積する場合は、密度の大きいもの（粗粒分）ほど速く海底面に到達するが、密度の小さい微細の土粒子（シルト、粘土）はその後、海水中を浮遊し、凝集して綿毛状のフロックを作り、水底に緩やかに沈降するとされている<sup>21)</sup>。すなわち、密度の小さい粘土は沈殿堆積が遅いものに対して本調査における中央層の沈殿速度は速い結果が示されている。著者らは、この相違をつぎのような影響と考えている。

- ①海進の速さ（水深の増加率）
- ②堆積物の量（運搬量の大小）

当堆積物（中央層）は古大岡湾入り江の水深の深い場に堆積した物である。湾口は砂州によって閉塞され、河川土砂の運搬量は少ない。縄文海進の最盛期に急速に水位が上昇した。同時期、周辺部の丘陵台地の崩壊土砂が多量に埋没し、圧縮性の高い中央層が堆積したと考える。

#### 5.層相区分における圧密特性

##### 5-1 層相区分と圧縮性

層相区分された各々の堆積物は圧密試験によって過去に受けた応力履歴や圧縮性を調べることができる。

図12はe-logP関係を曲線群で示したものである。図からは深度約17~29.5m区間の中央層のeが高い曲線群を示し、荷重増加に対する減少量も大きく、高い圧縮性を示すと共に圧密降伏応力(Pc)は小さい位置を占

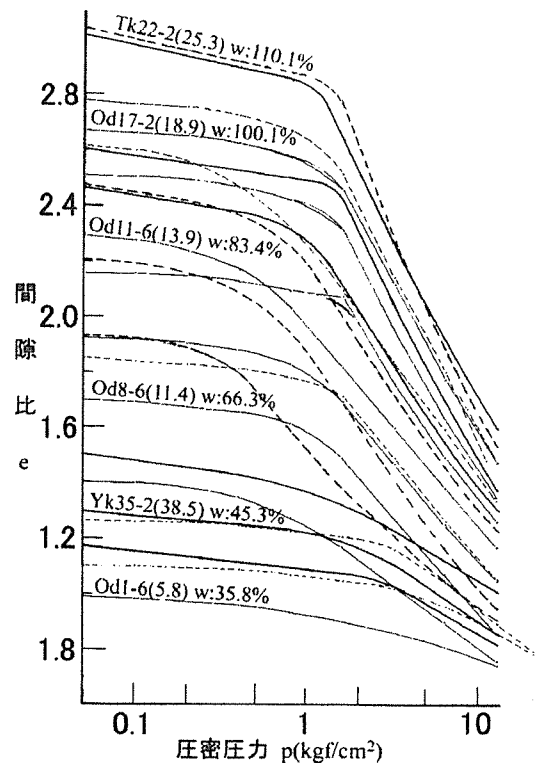


図12 e-logP 曲線群

めている。高い圧縮性を示す e-logP 曲線群は層別沈下の歪の大きい中央層の位置と一致しており、沈下が現在でも継続している。

一方、上位層と下位層の e-logP 曲線群は e が低く、荷重増加に対する e の減少量も小さく、低い圧縮性が示されていると共に地層の歪も小さい値が示されている。

### 5-2 層相区分と圧縮指数・含水比

過圧密比(OCR)は圧密降伏応力( $P_c$ )と原位置有効上載荷重〔存在位置での有効土被り圧ともいうが、ここでは原位置有効上載荷重( $P_o$ )と呼ぶ〕との比( $P_c/P_o$ )で、 $P_c=P_o$ であれば OCR は 1.0 となり、その土は正規圧密状態である。

図 13 は  $C_c$  と  $w$  との関係を示したものである。この関係図からは横浜七号地層(YN)は  $C_c$  が約 0.2~0.6,  $w$  が約 35~50%の範囲にあることが分かる。沈下量が他より大きい中央層は  $C_c$  が約 1.1~1.6,  $w$  が約 80~120%の範囲にあり、前者よりも大きい値が示されている。上位層は  $C_c$  が約 0.7~1.2,  $w$  が約 70~100%, 下位層は  $C_c$  が 0.6~1.0,  $w$  が 50~80%の範囲にそれぞれある。

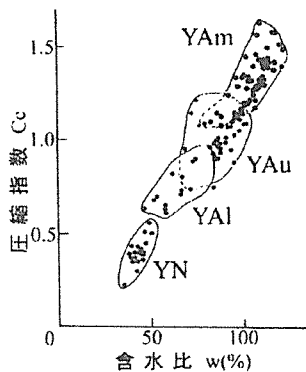


図 13 圧縮指数と含水比との関係

## 5.3 地下水位の変動に伴う地盤沈下の現状

### 5-3-1 地下水位の変動と地盤沈下

帷子川低地の岡野公園地盤沈下観測所(OK 観測所)における地下水位の変動と地盤沈下の経年変化は図 3(a), 大岡川低地の横浜公園地盤沈下観測所(YK 観測所)のデータは図 3(b)にそれぞれ示した。

OK 観測所の地盤沈下は 1960~1992 年間に約 60cm 沈下している。地下水位は 1973 年頃まで TP 約-1.5~-3.0m の範囲で変動していたが、1973 年頃に TP 約-12m まで低下し、その後は徐々に回復して TP 約-5.0m まで回復している。この地点における軟弱地盤層の平均沈下速度は約 7.3mm/year であり、単位沈下速度は約 0.21mm/year・m である。それより下位地層(上総層群)の平均沈下速度は約 0.4mm/year である。

YK 観測所の地盤沈下は 1960~1992 年間に約 32 cm 沈下している。また、地下水位は 1973 年頃まで TP 約-1.5~-2.0m の範囲で変動し、1973 年頃と 1978 年頃に一時的に大きく低下し、その後は変動が少なく TP

約-2.0m まで回復している。軟弱地盤層の平均沈下速度は 5.9 mm/year であり、単位沈下速度は約 0.14 mm/year・m である。その下位地層の平均沈下速度は 2.0 mm/year である。

OK 観測所と YK 観測所を単位沈下速度で比較すると、前者が 1.5 倍となり、帷子川低地の軟弱地盤層の沈下が大きく現れている。

### 5-3-2 地下水位・間隙水圧の変動と層別沈下

図 14 は地層別の歪進行速度 5 年間隔で示したものである。地表から 50.1m までの全区間を測定したものである。

1984 年 6 月~1989 年 6 月の沈下量は 0.89%/year と大きい。1994 年 6 月~1999 年 6 月までの沈下量は 0.33~0.36%/year と減少してきている。

深井戸の地下水位は基底礫層(BG)の被圧地下水位を測定している。1988 年には GL 約-4.3m であったが、1992 年には GL 約-5.0m まで低下している。その後は徐々に上昇し、1993 年には測定当初より上昇して GL 約-3.7m まで回復でしている。

浅井戸は表層の自由地下水位を測定したものであり、GL-0.2~-2.0m の範囲で変動している。この変動は、降雨時に上昇して、晴天時に低下することが繰り返されており、地下水の漏水が多い地域である。

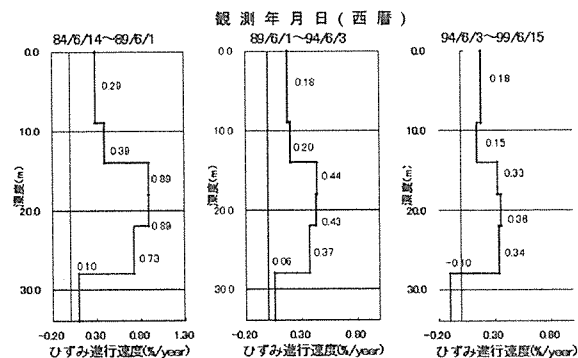


図 14 地層別のひずみ進行速度図

### 5-3-3 地層別の挙動

地下水位・間隙水圧変動に伴う地層別の挙動の関係は BG 層の被圧地下水位が変動すると、その上位地層の間隙水圧が変動する。また、表層の自由地下水位の変動では、その下位地層の間隙水圧が変動している。この現象は、5 地点の層別沈下装置で同様の傾向を示しており、特に自由地下水位の変動は降雨や潮汐の影響を受けている。したがって、BG 層と表層の地下水位変動は軟弱地盤の内部で応力が繰り返して発生しており、地層が挙動している原因の一つと考えられる。

一方、帷子川低地は 1973 年頃に地下水位が著しく低下し、それに伴って沈下が大きく発生しているが、その後地下水位は回復しているものの、各々の地層は少しずつ沈下している。

## 6.地盤沈下の対策

地盤沈下が原因とされる災害は、これまでの多くの教訓から学び、それぞれの都市において対策が行われている。

現在、国では「工業用水法」,「建築物用地下水の採取の規制に関する法律」に基づいて指定地域が定められ、地下水の採取に対して規制が行われている。更に、多くの地方公共団体でも、地下水採取を規制する条例などが制定されている。

神奈川県では法律,条例{「神奈川県生活環境の保全等に関する条例(旧公害防止条例)」平成10年4月から施行}等により地下水の採水を規制している<sup>35)</sup>。

本市においても軟弱地盤地域以外の丘陵・台地ではこの法律,条例等の適用を受け、地下水の採水を規制している。

軟弱地盤地域(沖積層)では平成5年2月から「横浜市地盤沈下対策指導要綱」を制定し<sup>36)</sup>,建設工事の指導にあたっている。

第1次地盤沈下発生時の鶴見川低地下流の地盤沈下防止対策は、横浜市の神奈川区・鶴見区のうち、京浜急行電鉄本線以南の地域が対象となった。昭和31年に「工業用水法」が制定され、工業用水道に切り替えられて、地下水採取規制が講じられている。

第2次発生時の帷子川低地下流の横浜駅周辺は建設工事ラッシュに伴う沖積層(軟弱地盤)の地盤沈下が激しいことから、この防止を目的として昭和50年9月1日から「横浜駅周辺地盤沈下対策指導要綱」が施行されている。

第3次は、1985年(昭和60年)頃、地盤沈下は全体的に鎮静化してきていた。しかしながら、新横浜駅及び戸塚駅周辺地域では、地盤沈下が継続していた。新横浜駅周辺地域は新都心として、戸塚駅周辺地域は副都心として開発が進められていたため、両地域に防止対策の必要性が求められるようになってきた。そのため、昭和60年4月から「新横浜駅及び戸塚駅周辺地盤沈下対策指導要綱」を施行している。

その後、都市開発は大規模かつ高密度型化し、軟弱地盤の大規模掘削工事が進められたことから、先の要綱を改め、平成5年2月から横浜駅、新横浜駅、戸塚駅周辺の軟弱地盤が堆積している地域を特定地域に、それ以外の軟弱地盤地域は指定地域とした指導が現在行われている。

## 7.おわりに

横浜市の軟弱地盤は地盤沈下においては、地層内部の一部で収縮が継続されており、残留沈下として地面に現れているものの、地盤沈下は全体的に鎮静化の傾向にある。

最近の地盤沈下地帯における沈下、地下水位、土質調査などのデータでは、地盤強度が安定化の傾向を示しており、一時期の地下水位低下に伴って圧密脱水が促進され、過圧密となっている。地下水位は地表面近くまで回復している所もあり、特に砂層の分布地域で

多く認められている。砂層地帯の地下水位回復は液状化の危険が増すため、一定以上の回復は避ける必要があると考える。そのためには、地盤沈下、地下水汚染、塩水化等の地下水対策と液状化対策、地盤環境災害の総合的な地下水安定対策を検討する必要があると考える。

地盤沈下鎮静化後における総合対策の一案として、地盤の安定化を図る上では、地下水位低下を安定水位で維持することは有効な手段であり、液状化対策に効果的であると考えられる。

## 参考文献

- 1) 環境庁水質保全局：全国の地盤沈下地域の概況，(1996)。
- 2) 石井求：関東平野(その1)東京の地盤沈下，土と基礎，No232,(1977)。
- 3) 青木滋：新潟平野の地盤沈下，土と基礎，No232,(1977)。
- 4) 桑原徹・植下協・板橋一雄：濃尾平野の地盤沈下，土と基礎，No232,(1977)。
- 5) 大阪地盤編集委員会：大阪地盤，土質工学会(現地盤工学会)，(1975)。
- 6) 大島恒彦：佐賀平野の地盤沈下，土と基礎，vol.25,(1977)。
- 7) 横浜市公害研究所：横浜市軟弱地盤層調査報告書(軟弱地盤構造と地盤沈下特性)，公害研資料 No. 83，(1988)。
- 8) 杉本実：軟弱地盤の沈下に関する調査研究(8)一大岡川低地軟弱地盤における不攪乱連続試料の圧密試験結果とそれに対する解析—横浜市環境科学研究所報第19号，(1995)。
- 9) 杉本・梅原：横浜軟弱地盤の地盤沈下について—大岡川低地と帷子川低地の層別沈下特性—第29回土質工学会研究発表会，(1994)。
- 10) 杉本・梅原：軟弱地盤の沈下に関する調査研究(6)—地盤沈下地帯の層別沈下特性解析—横浜市環境科学研究所報第17号，(1993)。
- 11) 杉本・梅原：横浜沖積層の堆積環境と地盤沈下(2)—帷子川流域の調査結果—日本地質学会第3回環境地質学シンポジウム講演集，(1993)。
- 12) 杉本・梅原：横浜沖積層の堆積環境と地盤沈下(3)—大岡川流域の調査結果—日本地質学会第4回環境地質学シンポジウム講演集，(1994)。
- 13) 杉本・梅原：ボーリング資料と産出貝類群集から求められた帷子川沖積層の堆積環境，横浜市環境科学研究所報第18号，(1994)。
- 14) 杉本・梅原・赤石：横浜の地盤沈下地帯における層別沈下と間隙水圧の変動，第28回土質工学会研究発表会，(1993)。
- 15) 横浜市：横浜市地盤図集(解説書)，(1996)。
- 16) 埼玉県：埼玉県地盤沈下調査報告書，(1995)。
- 17) 神奈川県：京浜工業地帯地盤沈下調査報告書，第一報，(1961)。



- 18) 片山雅之：関東平野（その3）横浜の地盤沈下、土と基礎, 25-6(p.232), (1977).
- 19) 杉本実・梅原順造・今井五郎：横浜の帷子川低地における広域地盤沈下とそれに対する解析,第23回土質工学研究発表会,(1988).
- 20) 横浜市環境保全局：横浜市地盤沈下調査報告書,(1973~1999).
- 21) 杉本実：戸塚駅周辺の地盤沈下について
- 22) 杉本実：新横浜駅周辺の地盤沈下について
- 23) 関東第四紀研究会：下末吉台地および周辺地域の地質学的諸問題,地球科学,vol.24,(1970)
- 24) 上杉陽：テフラの累層区分,関東の四紀,no.2,(1975).
- 25) 町田洋：南関東のテフロクロロジー(1)-下末吉期以降のテフラの起源および層序と年代について-,第四紀研究,vol.10,(1971).
- 26) 横浜サブ団研グループ：横浜付近の第四系(その4)-田谷町北方の長沼層・屏風が浦層-,関東の四紀,no.7,(1980).
- 27) 三梨・菊地：横浜市域の地質,地質調査所,(1982).
- 28) 岡・菊地・桂島：東京西南部地域の地質,地質調査所,(1984).
- 29) 杉本実・梅原順造・三梨昂：横浜地域における地質・基盤構造と震央集中域との関係(1)-地質構造の形態的特徴について-,日本地質学会第4回環境地質学シンポジウム講演集,(1994)
- 30) 岡重文：関東地方南西部における中・上部更新統の地質,地質調査所月報,第42巻,第11号,(1991).
- 31) 杉本・梅原：ボーリング資料と産出貝類群集から求められた帷子川沖積層の堆積環境,横浜市環境科学研究所報第18号,(1994).
- 32) 杉本実・興津昌宏：横浜の帷子川河口部から産出された微化石分析結果と沖積層の対比,日本地質学会第5回環境地質学シンポジウム講演集,(1995).
- 33) 杉本実・斎藤孝夫：横浜大岡川軟弱地盤の土性と沈下,第29回土質工学研究発表会,(1995)
- 34) 杉本・横内・興津・大嶋：横浜地域における沖積層の古環境対比,日本地質学会第9回環境地質学シンポジウム講演集,(1999).
- 35) 神奈川県環境部水質保全課：地盤沈下と地下水{地下水採取規制について(改訂版)},(1998).
- 36) 横浜市：横浜市地盤沈下対策指導要綱,(1993).

# 土質データを活用した液状化解析

## PL 値法を用いた液状化解析の検討について

横内 宣明 (横浜市環境科学研究所)  
杉本 実 (横浜市環境科学研究所)

### Analysis of Liquifaction Based on Data of Soil Exploration Study of The Method Analyzing Liquifaction by PL Value

Noriaki Yokouchi (Yokohama Environmental Reserch Institute)  
Minoru Sugimoto (Yokohama Environmental Reserch Institute)

キーワード：液状化, PL 値, ボーリング, 土性値, 土質区分

#### 要旨

近年, 都市防災や事業の効率化の観点から地盤情報の整備が進められている。さまざまな地盤情報の中で, 特にボーリング調査による土質柱状図や土質試験の結果 (土性値) は, 地下構造を明らかにするために重要な情報であり, デジタル化されることが多くなっている。

そこで, デジタル化された柱状データを基に, 簡易な手法 (道路橋設計示方書に準拠した PL 値法) による液状化解析を検討したところ, 土性値データを考慮する事で, 解析の精度を高める事が出来た。

さらに, 多数の柱状データを用いて液状化解析を実行する事で, 本市域内における液状化が発生しやすい地域と発生しにくい地域の分布を確認する事が出来た。液状化が発生しやすいのは鶴見川, 大岡川などの各河川流域で, 沖積層の厚く堆積する地域である。

#### 1.はじめに

近年の大地震において, 都市の受ける被害は大規模化している。このため, 都市地震防災に対する意識の高まりによって, 地盤情報の整備が強く求められるようになった。本研究室では, 土質検索システムの運用等によりデジタル化されたボーリング資料を利用して, 各種解析を検討している。現在は, デジタルデータを利用した土性値の推定を行い, 簡易な液状化解析について検討している。

#### 2.地盤環境情報の活用

地盤環境情報は, 地形・地質に関する情報から, 地下水の滞水および汚染状況, 土地の利用状況など, 多岐にわたる。当研究室では, 特に地形・地質および地下水滞水状況に関する情報の収集に努めてきた。地形・地質に関する情報は, 横浜市域における軟弱地盤層分布の解明など (横浜市軟弱地盤層調査報告書, 横浜市地盤図集) に利用し, 地下水滞水状況については, 地盤沈下現象の対策・予測などに役立ててきた。航空写真や地質調査, 井戸設置による地下水位および水質モニタリングなどが行われる。ここで, 地質調査においては, 一般的にボーリングと標準貫入試験が行われ, ボーリング柱状図が作成される。土質試験結果, 土層断面図, 調査位置図等が含まれている。ボーリング資料のデジタルデータと言った場合, 一般的にはボーリング柱状図と土質試験結果をデジタル化したものであるが, 土質試験結果については実施されていないことや実施されていてもデジタル化さ

れていないことが多い。

#### 3.液状化解析

一般的なデジタルデータの場合, 複雑な解析を行うには情報量が不足してしまうため, 簡易な液状化解析方法として, 『道路橋示方書・同解説, V 耐震設計編 1996』に準拠した PL 値法を用いることとした。

解析には, 細粒分含有率, 塑性指数, N 値, 密度などが必要となるが, いくつかのパラメータはデジタルデータに含まれないことが多く, 例えば, 細粒分含有率などは推定値を用いなければ, 液状化解析が出来ない。

そこで, これまでは, 全国平均的な土性値を用いて解析の検討を行ってきたが, さらに, ボーリング調査地点ごとの土性値の推定を行い, 解析の検討を続けている。

##### 3-1.土性値推定の検討

デジタルデータの中から, 土質試験結果の内容を抽出し, 各土質区分ごとに N 値と細粒分含有率との相関を確認してみた。図 1～図 4 を見る限りは, 推定値を算出できるほどの大きな相関は認められない。その他, いずれの土質区分についても N 値と細粒分含有率の間には有意な相関は認められなかった。N 値と塑性指数についても同様である。最終的に, 細粒分含有率等の土性値について, N 値を基にした推定は困難であるとの結論が得られた。

そこで, 土性値推定の方法として, 位置情報 (緯度・経度・標高) によって近隣の同一土質区分に対する土質

試験結果をもとに、対象地点の土性値を推定することとした。

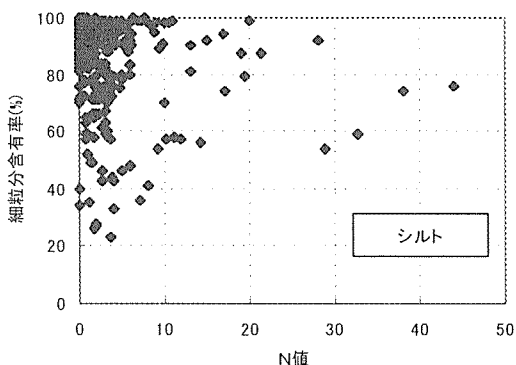


図1 シルトのN値と細粒分含有率

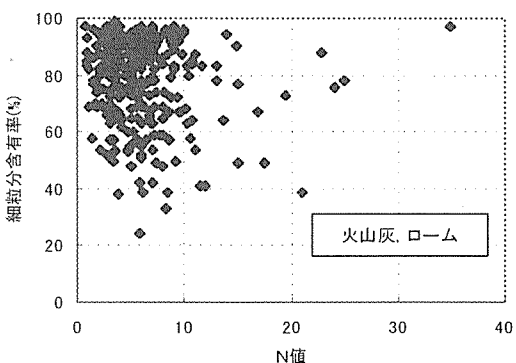


図2 火山灰, ロームのN値と細粒分含有率

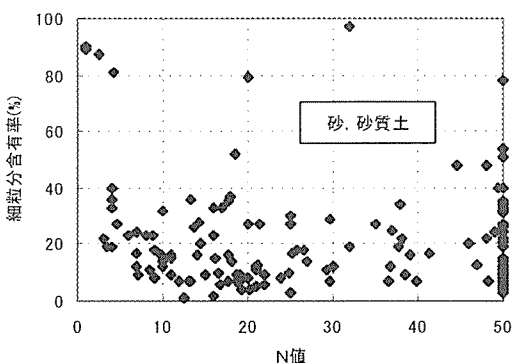


図3 砂, 砂質土のN値と細粒分含有率

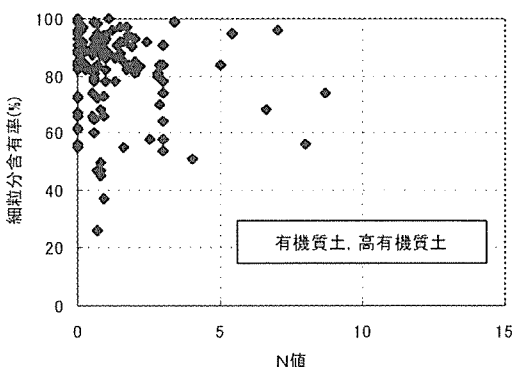


図4 有機質土, 高有機質土のN値と細粒分含有率

### 3-2. 土質区分の分類

ここで、さまざまな土質区分に対して、表1のような分類を行った。これには、二つの理由がある。まず、一点目は、現場における土質の区分方法が、日本統一土質分類法に基づくような客観的な方法ではなく、コア観察技術者の経験に頼った方法で行われており、同一のコアであっても、区分の仕方にばらつきがあることである。二点目は、表2を見ると、データ数が非常に少ないか、または、まったくない土質区分があり、細かい土質区分に従うと、土性値の推定が困難となる事である。

そこで、表2の各土質区分ごとの平均土性値を参考にして、良く似た土性を示している土質区分をまとめ、表1のような分類を行った。

この土質分類に従えば、近隣であり、かつ、標高のあまり変わらない所に位置し、同一分類に属する土質区分

表1 土質分類

土質分類	土質区分
礫質土	砂質礫 砂混じり礫 細粒土*混じりの礫 細粒土*質の礫
砂質土	砂, 砂質土
粘性土含有砂質土	シルト混じりの砂, 砂質土  シルト質の砂, 砂質土 粘土混じりの砂, 砂質土 粘土質の砂, 砂質土
砂質土含有粘性土	砂質シルト  砂混じりシルト 砂質粘性土 砂混じり粘性土
軟岩, 風化岩	軟岩, 風化岩
表土・埋土	表土 埋土
火山灰含有粘性土	火山灰混じりシルト  火山灰混じり粘性土 火山灰質シルト 火山灰質粘性土 火山灰, ローム 黒ボク
有機質含有粘性土	有機質土混じりシルト  有機質土混じり粘性土 有機質シルト 有機質粘性土
粘性土	シルト混じり粘性土 シルト質粘性土 粘土混じりシルト 粘土質シルト 粘性土, シルト
有機質土	有機質土, 高有機質土 細粒土*混じりの有機質土, 高有機質土 細粒土*質の有機質土, 高有機質土

\*:シルト, 粘土, 有機質土, 火山灰

表2 土質区分ごとの平均土性値

土質区分	コア数	平均土性値とデータ数															
		細粒分含有率(%)		土粒子比重		自然含水比(%)		湿潤密度(g/cm3)		間隙比		液性限界(%)		塑性限界(%)		塑性指数(%)	
礫、砂質礫、砂混じり礫	19	15.0	18	2.727	16	27.1	16	1.418	2	3.911	2	166.4	2	84.4	2	82.0	2
砂、砂質土	156	21.2	149	2.705	155	30.4	155	1.764	41	1.375	36	86.4	13	53.2	10	48.6	10
細粒土'混じりの礫	8	26.9	7	2.733	7	39.5	8	1.342	2	2.450	1	153.0	1	57.7	1	95.3	1
シルト混じりの砂、砂質土	22	29.3	22	2.709	22	34.4	22	1.639	5	1.636	5	66.7	5	31.6	5	35.1	5
粘土質の砂、砂質土	4	33.0	4	2.653	4	38.2	4	1.679	2	1.340	2	50.2	2	20.8	2	29.5	2
粘土混じりの砂、砂質土	12	34.4	12	2.716	12	34.9	12	1.681	2	1.344	2	59.3	2	28.9	2	30.4	2
シルト質の砂、砂質土	23	41.1	20	2.621	23	36.6	23	1.743	12	1.209	12	49.2	7	27.7	7	21.5	7
不明	4	51.5	4	2.716	4	41.6	4	1.672	2	1.745	2	99.6	1	53.9	1	45.7	1
砂混じり粘性土	22	59.2	20	2.696	21	63.9	21	1.602	14	1.754	14	73.3	18	36.9	18	36.4	18
砂質粘性土	40	64.6	36	2.720	38	64.9	39	1.576	34	2.001	33	81.4	33	47.2	33	34.2	33
砂質シルト	159	65.2	152	2.716	156	58.1	158	1.614	135	1.684	139	66.6	124	33.7	124	32.9	124
軟岩、風化岩	99	65.6	62	2.669	73	38.2	78	1.836	73	1.127	51	66.3	33	27.6	33	38.7	33
砂混じりシルト	40	66.9	38	2.690	39	56.6	40	1.653	37	1.591	36	58.0	32	31.4	32	26.6	32
埋土	127	67.3	103	2.686	107	63.7	107	1.521	74	2.316	59	73.0	85	38.3	85	34.7	85
火山灰質シルト	14	68.7	14	2.718	14	104.5	14	1.418	14	2.955	14	114.9	14	70.7	14	44.2	14
火山灰混じり粘性土	2	72.0	2	2.691	2	49.9	2	1.665	2	1.423	2	88.6	2	38.1	2	50.6	2
火山灰質粘性土	111	72.7	99	2.699	105	94.3	108	1.453	100	2.647	94	104.7	83	56.6	83	48.1	83
有機質粘性土	82	74.6	72	2.601	78	99.1	78	1.460	76	2.695	69	114.0	58	55.5	58	58.5	58
火山灰、ローム	352	77.6	308	2.761	320	109.5	333	1.380	328	3.263	299	116.5	275	66.4	275	50.1	275
有機質シルト	169	78.3	156	2.524	165	135.9	166	1.397	161	3.231	155	148.7	139	73.0	139	75.7	139
黒ボク	37	80.4	33	2.651	36	114.5	36	1.347	34	3.312	33	127.8	32	65.6	32	62.2	32
表土	10	80.4	7	2.658	7	83.7	7	1.405	5	2.787	5	107.1	6	64.0	6	43.1	6
有機質土、高有機質土	122	80.6	118	2.318	122	227.1	122	1.240	119	4.754	116	228.4	99	103.7	99	124.6	99
シルト質粘性土	39	82.3	27	2.694	38	83.0	38	1.538	39	2.277	38	90.7	26	43.4	26	47.2	26
粘性土	158	82.5	147	2.690	151	87.1	152	1.526	130	2.377	126	95.7	127	46.8	127	48.8	127
粘土質シルト	167	86.4	153	2.689	164	78.0	165	1.545	157	2.152	160	81.6	149	38.7	149	42.9	149
シルト	407	87.9	401	2.676	402	86.1	402	1.502	375	2.382	374	90.7	389	42.5	389	48.1	389
シルト質の有機質土、高有機質土	1	88.0	1	2.337	1	338.9	1	-	0	7.954	1	-	0	-	0	-	0
有機質土混じりシルト	2	88.0	2	2.679	2	77.7	2	1.481	2	2.244	2	84.6	2	42.1	2	42.6	2
火山灰質の砂、砂質土	1	89.0	1	2.450	1	38.5	1	1.689	1	1.026	1	-	0	-	0	-	0
有機質土混じり粘性土	3	93.7	3	2.650	3	66.6	3	1.613	3	1.397	2	85.4	3	38.6	3	46.8	3
粘土混じりシルト	1	97.0	1	2.672	1	47.1	1	1.737	1	1.264	1	37.9	1	25.8	1	12.1	1

\*:シルト,粘土,有機質土,火山灰

の場合、連続な地層である可能性が高いと判断できる。

### 3-3. 推定土性値の算出

土性値の推定は、以下の条件に当てはまる土性値データをもとに行った。

- ・ボーリング調査位置が半径 500m 以内である
- ・地層深度が標高差で± 5 m の範囲内である

該当データが見つからない場合には、全データの平均値を推定土性値として使用した。

られている。

- ・ PL = 0 → 危険度 1 (液状化危険度はかなり低い)
- ・ 0 < PL ≤ 5 → 危険度 2 (液状化危険度は低い)
- ・ 5 < PL ≤ 15 → 危険度 3 (液状化危険度は高い)
- ・ 15 < PL → 危険度 4 (液状化危険度はかなり高い)

### 4. 液状化解析の結果と考察

以上のような土性値推定に従って、PL 値法による液状化解析を行い、表 3 のような結果を得た。ここで、危険度とは液状化の発生しやすさを表す指標であり、PL 値法の液状化危険度評価基準により、以下のように定め

表 3 液状化解析結果

危険度	液状化判定地点数
1	2503
2	268
3	334
4	587

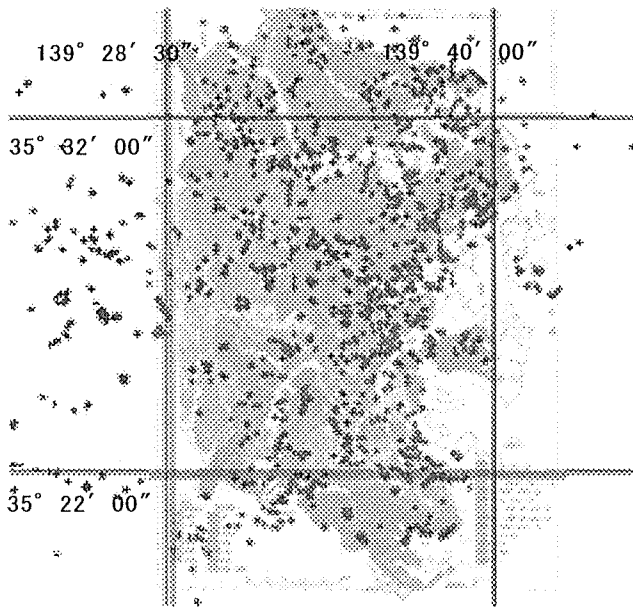


図5 危険度1のボーリング地点

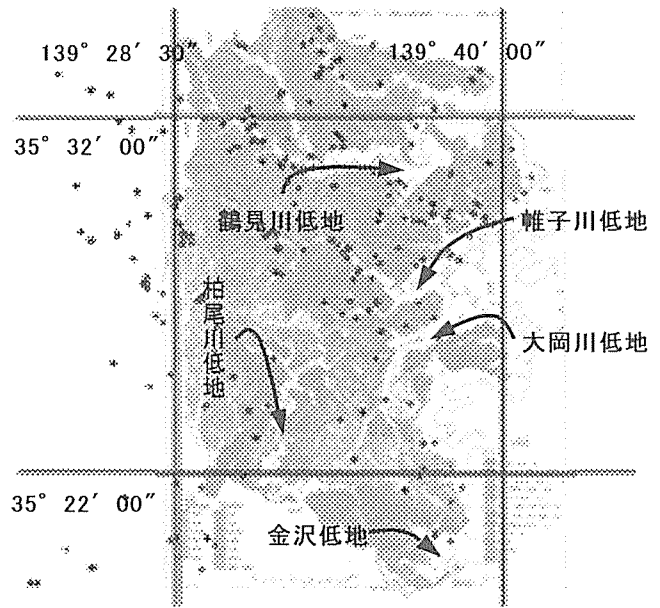


図6 危険度2のボーリング地点

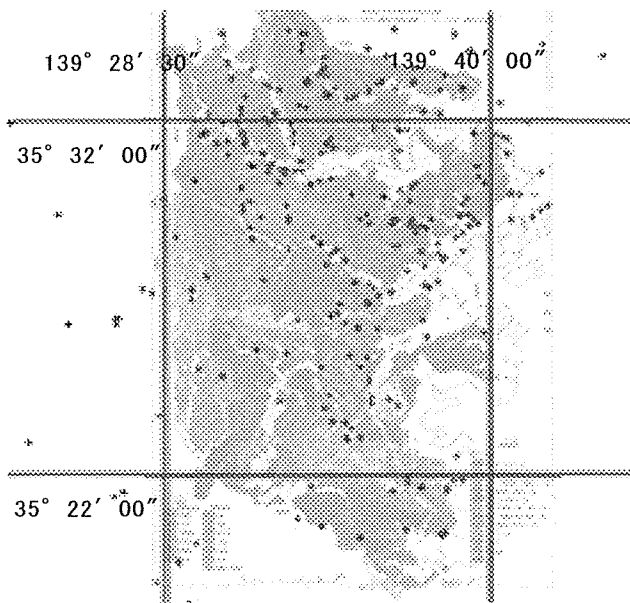


図7 危険度3のボーリング地点

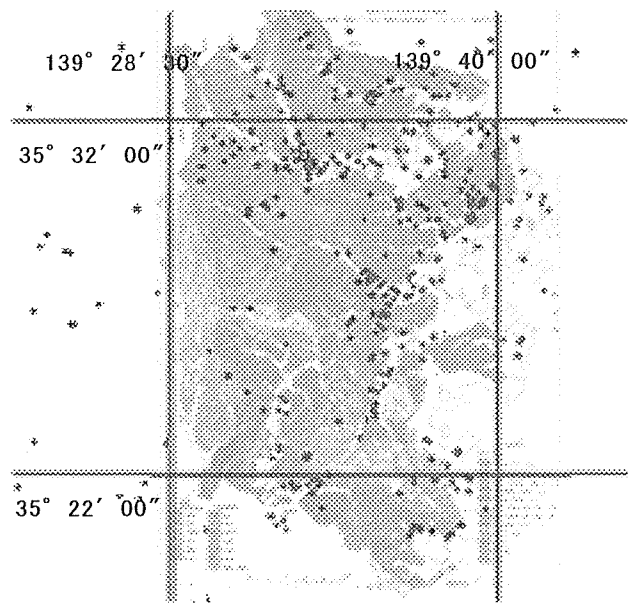


図8 危険度4のボーリング地点

図5～8は、横浜市域内の地形図に液状化解析結果を描いたものである。横浜市域内の丘陵・台地はグレーで描かれている。白色部分が沖積層の堆積する河川低地である。危険度の高いポイントは市内5低地(鶴見川低地、帷子川低地、大岡川低地、金沢低地、柏尾川低地)に集中する傾向が確認できた。一方で、危険度の低いポイントは市内のほぼ全域に散在しており、丘陵・台地部のポイントのほとんどは危険度の低いものである。

## 5. まとめ

デジタル化された柱状データを基に、簡易な手法に則った液状化解析を検討したが、土性値データを考慮する事で、解析の精度を高める事が出来た。

さらに、多数の柱状データに対して液状化解析を実行する事で、本市域内における液状化が発生しやすい地域と発生しにくい地域の分布を確認する事が出来た。

鶴見川、大岡川などの各河川流域のような沖積層の厚く堆積する地域は、液状化が発生しやすいと言える。また、各河川上流域の谷部は、沖積層の層厚は薄くとも液

状化危険度の高い場合もあり、さらに詳細な検討が必要である。丘陵・台地部は液状化の危険度はかなり低い事が確認できた。

なお、図5では、危険度の低いポイントが本市域全域に散在しており、いくらか低地部に偏在している傾向も見られるが、これは、ボーリングデータの絶対量が低地部に集中しているためと考えられる。すなわち、市民生活の基盤となる平坦地に開発が集中し、これらの地域におけるボーリングデータの絶対量が多くなっているためと考えられる。

以上から、次のような検討課題が考えられる。

まず、危険度の低いポイントと高いポイントが混在する地域において、微地形分類等によるより詳細な検討を進め、液状化発生の危険度を面的に把握する事があげられる。

さらに、本市域全体に対して一様な地震動の発生を仮定してきたが、本市の強震動ネットワークを活用するなど、地域ごとの揺れやすさをも加味した解析を行う必要があると考えている。

## 参考文献

- 1)横浜市公害研究所(1988) 軟弱地盤層調査報告書
- 2)横浜市(1996) 横浜市地盤図集
- 3)横内宣明・杉本実(1999)地盤環境情報を活用した液状化解析の検討, 第23回環境・公害研究合同発表会講演要旨集
- 4)日本道路協会(1996) 道路橋設計示方書・同解説書
- 5)天国邦博・望月利男・荏本孝久・鏡味洋史・岡田成幸(1994) GISを用いた1993年釧路沖地震の震度分布と被害評価手法に関する研究, 第9回日本地震工学シンポジウム講演概要集
- 6)小檜山雅之・水越熏・石田寛・鳥澤一晃(1999) 1995年兵庫県南部地震の建物被害データに基づく被害率集計単位に関する考察, 鹿島技術研究所年報 Vol.47
- 7)田結庄良昭・高橋優(1999) 兵庫県南部地震により損傷した宝塚市付近の急傾斜地崩壊危険個所の惨状と危険度判定の試み, 第9回環境地質学シンポジウム論文集

# 横浜野毛山台地の地層調査と地下水位変動について

杉本 実 (横浜市環境科学研究所)

横内宣明 (横浜市環境科学研究所)

## Study on Gioroge and Ground water of Noge-tableland in The YOKOHAMA

Minoru Sugimoto(Yokohama Environmental Research Institute)

Noriaki Yokouchi(Yokohama Environmental Research Institute)

キーワード ボーリング, 地質, 帯水層, 地下水, 地盤沈下

### 要 旨

横浜市の中央部は基盤がドーム状構造を呈している。その南東には標高+40~+47m の野毛山台地が形成され、その周囲は標高+5~+8m の沖積層が形成している。沖積層は帷子川下流域と大岡川下流域等の低地に軟弱な地盤として厚く堆積している。また、両者を結ぶ海岸域はみなとみらい 21 の開発地区を始めとして、JR 横浜駅、JR 関内駅を中心に商業地域として大発展を遂げている。

一方、帷子川下流域にあたる JR 横浜駅周辺の軟弱地盤地帯は開発に伴って、1970 年代から地盤沈下が著しく発生している地域である。軟弱地盤の沈下は現在でも継続しており、そのメカニズム解明のため、地下水位との関係を調査している。

本調査は軟弱地盤の沈下と基盤の地下水との関係を検討するため、野毛山台地でオールコアボーリングを実施した。調査は詳細な層序対比と観測井戸を設置し、地下水位の測定を行った。本論はこれらのデータを使って、台地の地下構造及び地下水位変動と軟弱地盤の沈下との関係を検討した。その結果、台地周辺に分布する層序の対比や地盤沈下機構解明において、次のような知見が得られたので報告する。

- 1) 野毛山台地の地下構造は従来の層序対比において、上倉田層の堆積は認められていなかった。しかしながら、今回の調査において、新たに上倉田層の堆積が明らかとなった。今後は当地域の上倉田層の堆積面を現在の層序よりも北西方向に約 3km 分布するとして再区分する必要がある。
- 2) 基盤の上総層群上星川層と相模層群上倉田層との境界(不整合面)は標高+9.0m 付近にあり、相模層群上倉田層と新期ローム層との境界は標高+39.3m 付近にある。
- 3) 野毛山台地周辺部の帯水層は相模層群戸塚層(保土ヶ谷礫層)の第二帯水層、上総層群上星川層(砂岩層)の第三帯水層の 2 層からなり、第二帯水層は湧水の供給源となっている。また、第三帯水層は広範囲に分布することから、今後の大深度開発における地下水対策や施工法などで慎重な検討が必要となる地層である。
- 4) 第三帯水層の地下水位は一時、急激に低下した。現在は、標高+10m 前後の変動を示しているが、これに伴う周辺軟弱地盤の顕著な沈下は特に認められていない。

### 1.はじめに

横浜市中心部の基盤はドーム状構造(星川ドーム)からなっている。この基盤は、今から約 150 万年前に堆積した第三紀後期鮮新世から第四紀後期更新世にかけての上総層群上星川層である。本層は第四紀中・前期更新世の相模層群に不整合に覆われ、その最上位層は新規のローム層(立川ローム層)が覆っている。星川ドーム周辺は、それぞれ樹枝状に開折が進み、丘陵・台地と低地を形成している。

丘陵・台地と低地の標高差は約 60~80m であり、斜面は急崖からなっているため、露頭での地層観察は容易にできる。しかしながら、丘陵・台地の中央や低地においては、地下の堆積物が直接観察できないため、層序の対比や帯水層の分布形態が不明瞭なものとなっている<sup>1)~5)</sup>。これを検証する方法として、既存のボーリング資料を活用して地下地質の構造を解明しているが、資料の得られないものについてはボーリング調査を

実施し、コア観察や電気検層、地下水位測定等を行っている。現在、横浜市中心部の東端に位置する丘陵・台地と低地の帯水層構造と地下水環境について解析に必要なデータを収集しているが、その一環として資料の得られない野毛山台地で調査を実施した。

本論は、この調査結果をとりまとめ、周辺部との層序対比、帯水層の形態、地下水位の変動特性について検討した。その結果、野毛山台地周辺の地下地質についていくつかの新たな知見が得られたので報告する。

### 2.地形と地質の概要

調査地周辺は下末吉台地の東端部に位置し、標高(T・P) +40~+47m の侵食の進んだ台地である。その周囲は南に大岡川、北に帷子川が低地を形成し、東方はみなとみらい 21 の開発地区である。

台地は、約 13 万年前の下末吉海進時に形成された波食台とされている。台地の脚部にあたる T・P+10m 付近





不整合に覆う。上位の下末吉層や下末吉ローム層、新期ローム層には不整合に覆われている。

分布：山王台ローム層の分布地域は相模湾側においては、上倉田層が分布している地域と平戸ローム層を不整合に覆っている地域である。東京湾側においては、南区永田町山王台付近である。鶴見川右岸から帷子川両岸付近に分布しているローム層については、上倉田層を覆う山王台ローム層は確認されていない。本層は、灰褐色から灰色でスコリア質テフラからなり、一部は半固結している。層厚は約20mである。

(2)山王台古砂丘層(Sd) (Sannoudai Old Dunesands)  
模式地：南区永田町南部の山王台。

山王台ローム層を不整合に覆い、上位の舞岡ローム層には不整合に覆われている。

分布：本層は山王台及びその東方約100mに渡る丘陵部に分布し、層厚は約25mである。

### 3.2 戸塚層(TT)(Totsuka Formation)

下位の上総層群を不整合に覆い、上位の下末吉層に不整合に覆われている。

分布：保土ヶ谷区帷子川右岸側から本牧台地の北部にかけて堆積する。

岩相：本牧台地では層厚約5mの基底礫(保土ヶ谷礫層)と、層厚約9mの中部泥層、上部砂層からなっている。

### 3.3 土屋ローム層・土橋ローム層(TuL・TcL)(Tuchiya Loam, Tuchihasi Loam)

模式地：大磯丘陵の平塚市土屋。

本市域では、南区六ッ川2丁目鮫ヶ谷の北側斜面で模式的に観察されている。港南区野庭、下永谷町、戸塚区舞岡町等では局部的にローム層の一部が見られる。層厚は、約19mで、赤褐色の風化の進んだローム層であり、火砕質鍵層が13枚認められている。市北部では青葉区恩田川左岸側の河岸段丘で本ローム層が見られる。

### 3.4 末吉層(S)(Shimosueyoshi Formation)

模式地：鶴見区下末吉町。

分布：(a)相模湾側と(b)東京湾側に分けられ、海成層と陸成層にも区分されている。

#### 3.4.1 相模湾側

戸塚区矢部町南方から鎌倉市にかけての柏尾川両岸と、阿久和川の両岸に分布する。阿久和川下流の名瀬町から東戸塚駅付近北側の一部には、陸成層も同様に見られるが、柏尾川沿いを含めてその多くは海成層である。本層は、下位の鶴見層以下の相模層群を不整合に覆い、上位の下末吉ローム層に整合に覆われている。

岩相：砂層。

層厚：約10m位。

阿久和川沿いでは、層厚が約5m以下になる。堆積面の高度は、約30~55mであり、東から西方に向かって低くなる。

#### 3.4.2 東京湾側

都筑区すみれが丘から池辺町、保土ヶ谷区常盤台、磯子区磯子町を結ぶ南北方向の東側一帯。本層は波食台堆積物として分布し、鶴見川、恩田川、柏尾川及び大岡川沿いに河岸段丘堆積物として分布している。

岩相：基底礫層と砂層からなり、層厚は約1~4mである。なお、港北区新羽町の露頭では、本層の谷埋め堆積物が見られ、その層厚は約10m弱とされている。

### 3.5 下末吉ローム層(SL)(Shimosueyoshi Loam)

模式地：鶴見区下末吉町。

分布：下末吉層の分布している地域にあたる。

本層は、赤褐色の風化した火山灰で、層厚は相模湾地域(泉区岡津)で約12m、東京湾地域(南区堀ノ内)で約6m弱である。なお、下末吉層と下末吉ローム層の露頭柱状図及びその対比は図2に示す。

### 3.6 武蔵野ローム層下部(M1L)(Lower Musashino Loam)

模式地：横須賀市小原台。

本層は下位の小原台砂礫層を軽微な不整合で覆い、上位の武蔵野ローム層中部に整合に覆われている。

分布：善行礫層・小原台砂礫層の分布地域に分布する。

岩相：褐色から暗褐色の風化火山灰からなり、火砕質鍵層(小原台軽石層)が挟まれる。層厚は約1~2m。

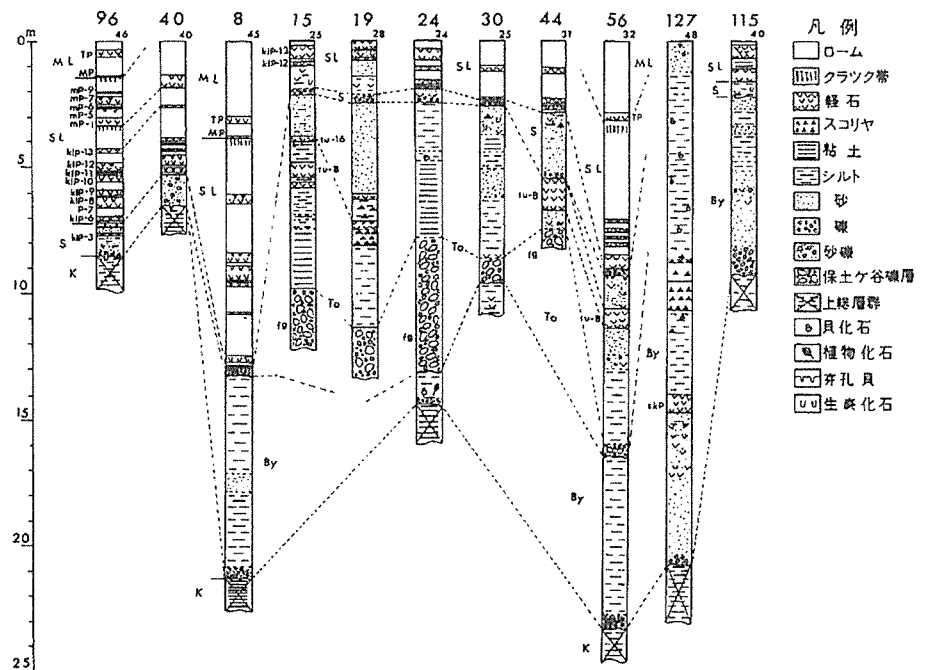


図2 下末吉層と下末吉ローム層の露頭柱状図及びその対比図

### 3.7 武蔵野礫層(M2)(Musashino Gravel)

模式地：武蔵野台地一帯。

#### 3.7.1 相模湾側

境川沿いと戸塚区吉田町の柏尾川沿い。

市西部の境川沿いでは、古相模川の扇状地性の堆積物で、東西約 3.5km、南北約 14km の平坦な台地を形成している。堆積面の高度は北から南に低くなる。標高は 20~60m で、最下流の南部では高度が 30m と高くなる。この理由は、堆積物が褶曲しているためと考えられており、北から南に傾斜するものと、東から西に傾斜しているものがある。

本層は、下位の土屋層以下の相模層群を不整合に覆い、上位の武蔵野ローム層中部に整合に覆われている。

岩相：礫層からなり、層厚は約 6m 以下である。

#### 3.7.2 東京湾側

鶴見川、恩田川、早淵川、帷子川などの河岸段丘として、河床沿いに広く分布している。

岩相：砂礫層からなり、層厚は約 1~5m である。

### 3.8 武蔵野ローム層中部(M2L)(Middle Musasino Loam)

本ローム層は、下位の武蔵野礫層中部を整合に覆い、上位の武蔵野ローム層上部に整合に覆われている。

分布：武蔵野礫層中部の分布と同じである。

岩相：褐色ないし暗褐色の風化火山灰から構成され、層厚は相模湾側では約 3~4m、東京湾側では約 1~2m である。

火砕質鍵層は相模湾側では 3 枚、東京湾側では 1 枚が不連続に認められるのみである。

### 3.9 武蔵野礫層上部(M3)(Upper Musashino Gravel)

模式地：武蔵野台地の調布市。

分布：相模湾側では、境川沿いの武蔵野 1 面の側方低位に分布しているだけである。東京湾側では、早淵川の右岸に僅かに見られるだけである。

岩相：砂礫層及び砂層からなり、層厚は約 1m 前後ある。

本層は、下位の土屋層または上総層群を不整合に覆い、上位の武蔵野ローム層上部に整合に覆われている。

### 3.10 武蔵野ローム層上部(M3L)(Upper Musasi-no Loam)

模式地：武蔵野台地の調布市。

分布：武蔵野礫層上部と同様である。

岩相：褐色風化火山灰からなり、層厚は相模湾側では約 15m(立川ローム層を含む)、東京湾側では約 10m(立川ローム層を含む)である。本層には、火砕質鍵層が 1 枚挟まれている。

### 3.11 立川礫層(Tc)(Tachikawa Gravel)

模式地：立川市。本市では、鶴見川と恩田川の両岸に、武蔵野 1・2 面の側方低位に河岸段丘堆積物として分布している。堆積高度は、現世の堆積面より低位にあり、埋没段丘化しているので、地表では見ることができない。

鶴見川では、恩田川との合流地点を境にそれぞれの上流域に分布する。青葉区市ヶ尾付近におけるボーリ

ング資料の岩相は砂礫層であり、層厚は約 1~5m である。下位の上総層群を不整合に覆い、上位の立川ローム層に整合に覆われている。

### 3.12 立川ローム層(TcL)(Tachikawa loam)

模式地：立川礫層と同様である。

岩相：風化した明褐色の火山灰からなり、暗褐色の層を 1~2 枚挟んでいる。層厚は約 3~6m であり、火砕質鍵層が 2 枚認められる。本層は下位の立川礫層を整合に覆い、上位の沖積層(一部地域)に不整合に覆われ、埋没段丘となっている。都筑区川和町では、この埋没段丘を鶴見川が横断している。

## 4. 結果と考察

### 4.1 野毛山コアの観察と層序対比

#### 4.1.1 オールコア観察

当試錐は 105m までオールコアサンプリングを行っている。コアの鑑定結果は図 3 に示す。

地表から 8.6m までは武蔵野・立川ローム層で、深度 8.0m 付近に武蔵野ローム層の鍵層「東京軽石層」が介在されている。8.6~10.6m までは下末吉ローム層が堆積し、その最下部には軽石層が挟まれており、本層の鍵層と考えられる。10.6~12.3m までは通称「クロカゲ」と呼ばれている土橋ローム層(土屋ローム層)で、最上部に堆積している地層である。土橋ローム層は 19.3m まで堆積し、火砕質鍵層「tu-8, tu17, tu23」を挟み、「tu-8」は約 18 万年前の軽石で、箱根火山の噴出物とされている。19.3~31.1m までは礫径が 30~60cm 以上の粘土混りの垂角礫で、従来から知られている戸塚層(保土ヶ谷礫層)である。

31.1~38.4m まではスコリア、軽石、火山灰(タフ)等がピート帯に介在しており、これらの特徴から見て上倉田層中部の地層と考えられる。38.2~38.4m 間の砂礫層は上倉田層の基底礫層と考えられる。38.4~115.0m までの泥岩、砂岩、シルト岩・砂岩互層は、上総層群の上星川層と考えられる。本層の 92m 付近には層厚約 80cm の火砕質鍵層が介在している<sup>5)</sup>。

ボーリングコアの鑑定結果から得られた野毛山台地の地下構造は、下位の上総層群上星川層を相模層群上倉田層が覆い、その最上位は新时期ローム層が覆っている。上総層群と相模層群の境界(不整合面)は T・P+9.0m 付近にあり、新时期ローム層との境界は T・P+39.3m 付近にある。

#### 4.1.2 層序対比

相模層群の層序は下位より上倉田層、戸塚層(土橋ローム層)、下末吉層(下末吉ローム層)に区分される。戸塚層の特徴を示す「クロカゲ」は深度 10.7m に介在しているが、その直上付近には層厚 3cm 以上の下末吉層の砂層が挟まれているものと考えられていたが、ここでは確認できなかった。コア採取時の流失や堆積時の欠落等が考えられたので、調査地周辺の下末吉層の存在を再検討した。その結果、下末吉層は堆積しているものと考えた。

新时期ローム層は武蔵野ローム層と立川ローム層が堆積するが整合関係は明らかでない。



本調査における帯水層を 1)~3) で区分すると戸塚層が第二帯水層のグループに属し、上星川層が第三帯水層のグループにあたる。第三帯水層は広範囲に連続していることが多いが、第一、第二帯水層は地域ごとに分布しているのに特徴がある。野毛山台地における第二帯水層は河岸段丘堆積物のため台地の中腹に崖壁として現れている。本帯水層に涵養された地下水は湧水となって河川に流出し、あるいは低地への地下水供給源となっている。また、当台地周辺は南方が大岡川低地の軟弱地盤地帯であり、北方が帷子川低地の軟弱地盤地帯である。両者とも地下開発が著しく、地盤沈下が大きく発生している地域であり、その原因は第一帯水層としての基底礫層の地下水が大量に揚水され、水位低下したものである。このため、帷子川低地下流の JR 横浜駅周辺においては現在、地盤沈下対策指導要綱が適用され、対策が効を奏している。

一方、今後の課題として大深度の地下開発が進めば第三帯水層の上星川層(砂層)の地下水が揚水され、広範囲に渡って地下水位が低下されることが考えられる。

#### 4.2.2 地下水位変動と地盤沈下

図5はボーリング地点に設置した井戸(削孔長105m, スレーナ103~105m)で第三帯水層の地下水位を測定した値である。図は1997年9月~1998年8月のものである。水位変動は測定当初、T・P約4.5mであったが11月頃にかけて約1.5m低下している。その後の水位は回復に向い1997年12月15日頃までに約9.5m上昇している。この現象は第三帯水層の地下水が揚水されたことを示しており周辺部において大規模な地下の掘削に伴う地下水の揚水や地下水利用があったと考えられている。水位は1998年1月~8月まで約3m低下し、その後は現在まで変動が少なくT・P10m前後を維持している。揚水が取りやめとなったために水位は一定値を示していたものと思われる。

野毛山台地を中心とする南北の低地を結ぶ地下地質構造を断面図で示すと図6のようになる。また、図7、8は低地の軟弱地盤における地下水位の変動図である。両者は軟弱地盤基底の礫層(BG層, 第一帯水層)の被圧地下水位と表層の自由地下水位を観測した結果である。両者の被圧地下水位は1973年~1974年頃にかけて急激に低下し、地盤沈下が著しく発生している。地盤沈下はその後も少しずつも継続している。地下水位の測定位置(深度)は図6に見られるとおり第三帯水層であり、軟弱地盤の基盤である上総層群である。第三帯水層を覆う地層は層厚約60~70mの泥岩主体の上星川層であり、不透水層である。本帯水層の水位変動による上位層の軟弱地盤の圧密は、両者を挟む不透水層が断層や亀裂が無い限りにおいては地下水浸透を遮断し、地盤沈下の直接的な要因にはならないと考える。しかしながら軟弱地盤の沈下特性を過去の経緯から検討した場合、長期に渡って広域的な沈下が現れることが多く、その原因は明らかでない。今後、都心部の大深度地下開発が行われれば、軟弱地盤の基盤となっている第三帯水層の構造を単層別に調査し、地盤沈下や

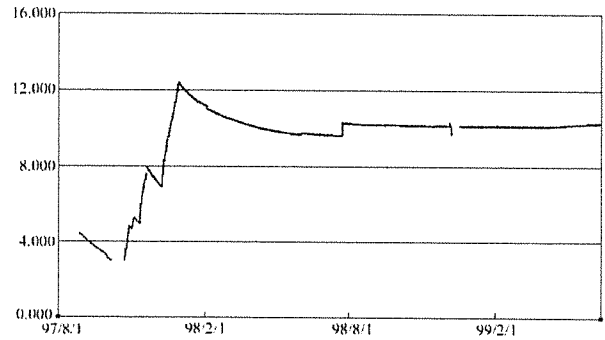


図5 野毛山台地地下水位変動図

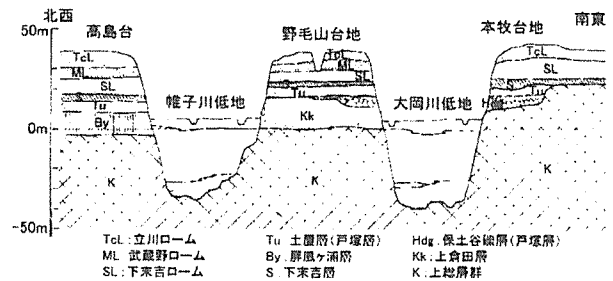


図6 滞水層と軟弱地盤の模式図

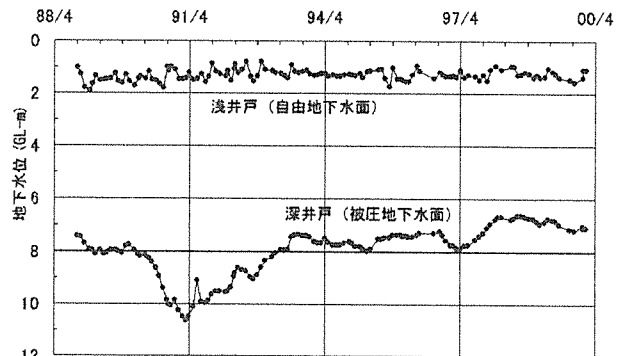


図7 帷子川低地の地下水位変動図

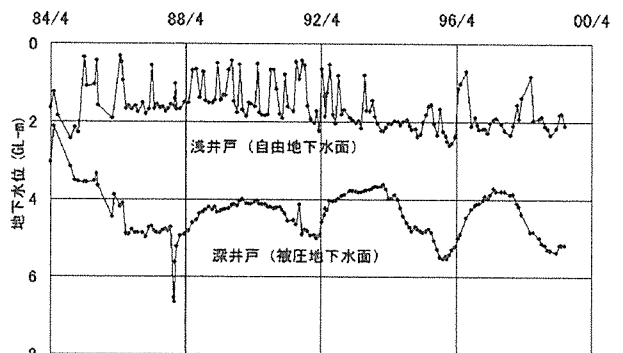


図8 大岡川低地の地下水位変動図

地下水枯渇との係わりを検討して行く必要がある。

## 5. まとめ

地下水環境調査の一環として帯水層の調査を行っている。本論は野毛山台地でオールコアボーリングを実施し、詳細な層序対比と観測井戸を設置した地下水位の測定結果から軟弱地盤の沈下と基盤の地下水との関係を検討した。その結果、台地周辺の層序学的対比において新たな知見が得られるとともに、地下水対策や広域的な地盤沈下機構解明において次のような貴重な資料が得られた。

- 1)従来の層序対比において、当調査地付近では上倉田層の堆積は認められていなかった。しかしながら、今回の調査において新たに上倉田層の堆積が明らかとなった。今後は当地区の上倉田層の堆積面を現在の層序対比より北西方向に約 3km 分布させて再区分する必要がある。
- 2)基盤の上総層群上星川層と相模層群上倉田層との境界（不整合面）は T・P+9.0m 付にあり、相模層群上倉田層と新期ローム層との境界は T・P +39.3m 付近にある。
- 3)野毛山台地周辺部の帯水層は相模層群戸塚層（保土ヶ谷礫層）の第二帯水層、上総層群上星川層（砂岩層）の第三帯水層の 2 層からなり、第二帯水層は湧水の供給源となっている。また、第三帯水層は広範囲に分布することから、今後の大深度開発における地下水対策や施工法などで慎重な検討が必要となる地層である。
- 4)第三帯水層の地下水位は一時、急激に低下した。現在は、T・P+10m 前後の変動を示しているが、これに伴う周辺軟弱地盤の顕著な沈下は特に認められていない。

## 謝 辞

オールコアの鑑定と第四紀地質の層序対比にあたり、岡重文博士にご指導頂いた。ここに記して厚く御礼申

上げます。

## 参考文献

- 1)三梨昂・菊地隆男：横浜地域の地質，（5 万分の 1 図幅），地質調査所，1982，p1101
- 2)岡重文・菊地隆男・桂島茂：東京西南部の地質，（5 万分の 1 図幅），地質調査所，1984，p148
- 3)横浜市：横浜市地盤図集（2 万 5 千分の 1 図幅，横浜市の地形・地質図），1996
- 4)杉本実・梅原順造：星川ドーム東南翼部の地下地質調査，横浜市環境科学研究所報第 18 号，1994
- 5)岡重文：横浜西南部の第四紀中・後期更新世の地質，地質調査所，1996
- 6)横浜市公害研究所：横浜市軟弱地盤層調査報告書（軟弱地盤構造と地盤沈下特性），公害研資料 No.83，1988，p52～56
- 7)杉本実・梅原順造：横浜沖積層の堆積環境と地盤沈下  
(2)日本地質学会第 3 回環境地質学シンポジウム講演集，83～88，(1993)
- 8)横浜サブ団研グループ：横浜市戸塚町西部における上倉田層及び山王台ローム層に関する新知見，関東の四紀，No.10，1983，p.15～20
- 9)関東第四紀研究会：下末吉台地及びその周辺地域の地質学的諸問題，地球科学，vol.24，p.151～166
- 10)杉本実・梅原順造・飯塚貞男・岡重文・三梨昂：帷子川流域に分布する礫層の追跡調査と地下水環境の一考察，第 2 回環境地質シンポジウム，1992
- 11)M. Sugimoto · M. Akaishi · K. Gokudan: Land Subsidence due to Change of Groundwater Level: THE ENVIRONMENT AND GEOTECHNICS , International Conference (PARIS), (1993)
- 12)杉本実・梅原順造：横浜軟弱地盤の地盤沈下について（大岡川低地と帷子川低地の層別沈下特性），第 29 回土質工学研究発表会講演集，88～92，(1994)

## 横浜市域の気温によるヒートアイランド調査

— 1998年の結果 —

佐俣満夫（横浜市環境科学研究所）

The investigation of atmospheric temperature for heat island  
in Yokohama area

The results of year of 1998

Mitsuo Samata (Yokohama Environmental Research Institute)

キーワード：ヒートアイランド、温暖化、気温、湿度

## 要旨

森林域、内陸市街域、臨海市街域の3地点で気温及び湿度の観測を1998年の1年間行い、気温によるヒートアイランドの影響について季節別にまとめた。その結果、春期を除く全季節で日平均気温の月平均値は森林域より市街域の方が高かった。また冬期の最低気温も熱帯夜の最低気温とともに森林域よりも市街域の方が高く、横浜市内でも市街化によるヒートアイランドが生じつつあることがわかった。

## 1. はじめに

地球温暖化問題は1997年京都で第3回地球温暖化防止締結国会議(COP3)が開催されたが、国内でもその対策の重要性が増している。本市としても「地球温暖化対策推進法」、「新エネルギー促進法」等に基づき、その施策化が進められている。横浜市のような大都市での温暖化は地球規模の温暖化に加えて都市固有の温暖化としてのヒートアイランド現象が考えられ、本市での温暖化への施策化に当たり、これらの現象の検討が重要となっている。当研究所では横浜市でのヒートアイランド現象を調べるため、地表温度の解析を行ってきた<sup>1)~3)</sup>。この結果、ヒートアイランドの評価には森林と市街との温度の比較評価が重要であることがわかった。そこで、森林と市街地との代表的な3地点を選び1998年の1年間の気温と湿度の観測を行い、1998年の1年間の気温の特徴を季節別に検討したので報告する。

## 2. 観測地点及び調査方法

気温及び湿度の観測にはSEKONIC製ST-100V温湿度記録計を用いた。本装置は自記式で気温は0.1℃、湿度は1%まで測定可能である。装置はいずれも小学校校庭内の内容積1m<sup>3</sup>程度の百葉箱中に設置し、百葉箱は地上1.5mに置かれている。温湿度計の点検は3ヶ月ごとに行い、現場で精密水銀温度計及び可搬型湿度計( Testo 社)にて比較試験を行い、装置の誤差が気温で±0.5℃、湿

度で誤差が±5%以上あった場合には、装置を交換するようにした。また点検間の3ヶ月の間のデータで明らかに前述以上の誤差が認められた場合にはその間のデータは欠測として扱った。

観測地点の選定はヒートアイランドの解析上森林域と市街域の気温を比較検討するため、それらの地域を代表するものと考えられる表-1に示すような3小学校を選んだ。広域的には本市は臨海部に属するが、ここでは本市域のみの比較検討のため、直接海の影響を受けると思われる海から1km以内の地点を臨海部とした。A地点は森林域を代表し、周辺は円海山や金沢区の森林地域に囲まれている。B地点は内陸市街域を代表し周辺は住宅密集地あるいは商業地域となっている。C地点は臨海市街域を代表し周辺は京浜工業地帯に隣接し、住宅や工場に囲まれ、海にも近い。観測地点の選定に当たり地点間に周辺地形や局地風などの影響が恒常的に存在すると本調査の目的である植生の有無による気温の比較検討を困難にする。地点間の距離は最大(A、C地点間)でも15km程度で、その間の地形でも標高は円海山でも400m以下

表-1 観測地点一覧

A地点	水取沢小学校	磯子区	(森林域)
B地点	大岡小学校	南区	(内陸市街域)
C地点	生麦小学校	鶴見区	(臨海市街域)

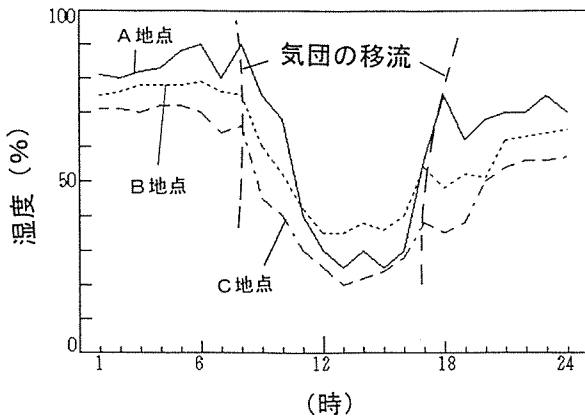


図-1 湿度の経時変化による湿潤気団の移流状況 (1998年7月20日)

なので恒常的な局所気象の影響はないものと考えられた。ここで、湿度の結果は湿潤あるいは乾燥気団の通過を反映するため、これによって気団の流れをある程度推測できる。図-1に1998年7月20日の3地点の湿度の日変化を示すが、午前8時頃には小さな湿潤気団が3地点をほぼ同時に通過し、17～19時には湿潤気団が鶴見区→南区→金沢区へと発達しながら移流していく様子がわかる。このように各地点間は広域的な気団の流れに支配され、懸念された局所気象の影響は見られないことがわかった。

得られたデータの内、8月を初めデータに部分的に欠測が生じたため、1年間を通しての比較検討は困難であった。そこで、1月(冬期)、4月(春期)、7月(夏期)、10月(秋期)とし季節別に解析した。

### 3. 神奈川県内の気温概況

1998年の神奈川県内の気温の概況は年間を通して平年より高く、夏から秋にかけてオホーツク海高気圧の影響を受けて周期的に低温の日が続いた。1月の初めには冬

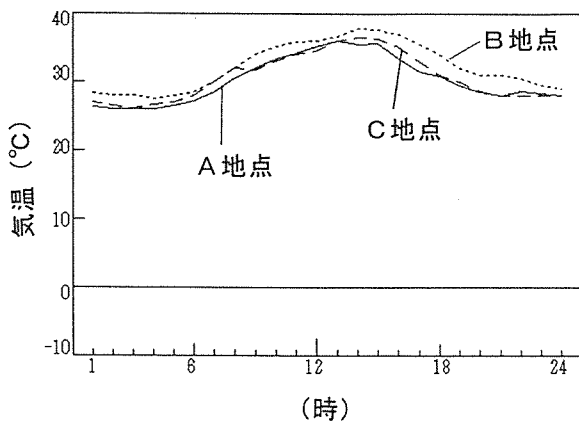


図-2 夏期晴天日での気温の日変化 (1998年7月4日)

型となり気温の低い日もあったが、2～3月は平年よりやや高くなった。4～5月は平年よりかなり高くなり月平均気温でそれぞれ+2.0℃、+1.8℃高くなった。6～7月には平年並みとなったが、周期的に低温の日が続いた。8月は平年よりやや高く、9月は月初めにやや低く下旬にはかなり高くなった。10月は平年よりかなり高く、11～12月は平年よりやや高めとなった。神奈川県内の年平均気温は16.3℃で平年より高くなった<sup>5)</sup>。(平年比 +1.1℃)

### 4. 調査結果

ここでは、各観測地点の解析目的を本文中で理解し易くするために、観測地点名について、A地点を森林域(A)、B地点を内陸市街域(B)、C地点を臨海市街域(C)のように記す。また、気温の評価は主に月もしくは年間の平均値を用いているが、通常その差のオーダーは小数点以下であり、東京と熊本の気温の年平均値の差がほぼ1.0℃であるように、ここでの気温の平均値の差が±1.0℃以上あればかなり大きな差があるものと言える。

#### 4.1 季節別の気温の特徴

##### 「気温の日変化」

図-2、3にそれぞれ夏期(7月)、冬期(1月)での晴れた日の3地点での気温の代表的な日変化を示す。図-2では内陸市街域(B)の気温が他より全日にわたって高く、特に夜間の気温が他より高くなっているのがわかる。当日は市内全域で熱帯夜(25℃以上)になっているものと考えられる。通常、晴天での日気温差は夏期が最も小さく、この日も日気温差は10℃以下であった。次に図-3より冬の晴天日では日中は各地点とも大きな気温の変化はみられないが、夜間、特に日の出前は顕著な差がみられ、森林域(A)より市街域(B、C)の方が3℃ほど高くなっている。ヒートアイランドの顕著な現象として冬期の最低気温が高くなる傾向が指摘されている現状<sup>4)</sup>からすると、冬期の夜間の気温が森林域より市街

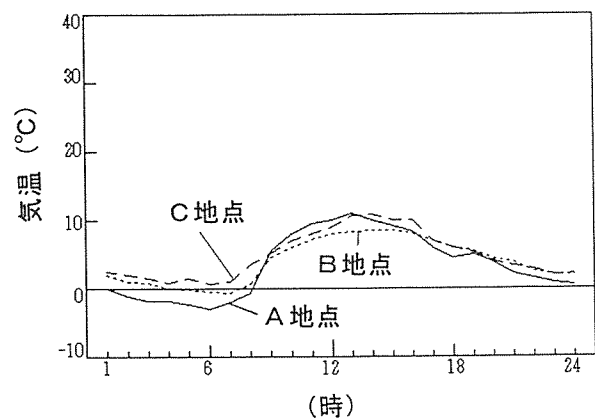


図-3 冬期晴天日での気温の日変化 (1998年1月7日)



表一 2 1998年の季節別気温及び湿度の観測結果

地点	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
<b>全日 (1～24時)</b> 月平均気温 (°C)      日最高気温の月平均 (°C)      日最低気温の月平均 (°C)      日気温差の月平均 (°C)      (全日) 湿度の月平均 (%)															
1月	2.7	3.5	4.0	7.8	7.6	8.6	-1.7	-0.1	0.3	9.5	7.7	8.3	55	62	54
4月	15.9	16.1	16.0	19.5	20.0	19.8	12.6	12.6	12.5	6.9	7.4	7.2	73	72	66
7月	25.7	26.1	25.9	28.6	29.7	29.6	22.7	23.3	23.2	5.9	6.4	6.4	71	68	58
10月	19.5	19.0	20.1	23.0	22.0	23.7	16.0	17.0	17.0	6.6	6.0	6.8	56	70	49
<b>昼間 (7～18時)</b> 月平均気温 (°C)      昼間の日最高気温の月平均 (°C)      昼間の日最低気温の月平均 (°C)      昼間の日気温差の月平均 (°C)      (昼間) 湿度の月平均 (%)															
1月	4.5	4.8	5.4	7.5	7.4	8.3	-0.7	0.5	0.9	8.2	6.9	7.4	48	57	49
4月	17.2	17.4	17.2	19.3	19.7	19.6	14.0	13.7	13.9	5.3	6.0	5.7	63	65	58
7月	26.5	27.6	27.4	28.5	29.7	29.6	23.9	24.4	24.6	4.6	5.3	5.0	60	60	47
10月	20.6	20.1	21.4	22.7	21.8	23.6	17.5	16.9	17.9	5.3	4.9	5.7	46	65	42
<b>夜間 (19～6時)</b> 月平均気温 (°C)      夜間の日最高気温の月平均 (°C)      夜間の日最低気温の月平均 (°C)      夜間の日気温差の月平均 (°C)      (夜間) 湿度の月平均 (%)															
1月	1.0	2.2	2.6	4.0	4.8	5.3	-1.6	0.0	0.4	5.6	4.8	4.9	62	66	59
4月	14.7	14.9	14.7	17.0	17.4	17.1	12.6	12.6	12.5	4.4	4.8	4.5	82	79	74
7月	24.0	24.7	24.5	25.6	26.7	26.1	22.7	23.4	23.3	2.8	3.3	2.9	82	76	68
10月	18.3	17.9	18.9	20.2	19.8	20.9	16.4	16.0	17.0	3.7	3.7	3.8	65	75	56

域の方が高い傾向は横浜でも気温のヒートアイランドが生じつつあることが推測される。また春及び秋期は夏型と冬型が交互に生じるようになり、その寒暖の差は春期の方が大きい。

「月平均気温の特徴」

表一 2 に示すように、4月を除く全ての季節で森林域(A)より市街域(B, C)の方が月平均気温は高い傾向がみられるが、4月はほぼどの地点でも同じ値であった。また表一 2 より冬期(1月)の夜間は森林域(A)より市街域(B, C)の方が高く、しかも臨海市街域(C)は森林域(A)より1.6℃も高い傾向にあった。また夏期(7月)は夜間より昼間の方が森林域(A)より市街域(B, C)の方が高くなり、しかも臨海市街域(C)より内陸市街域(B)の方が高い。これは臨海部は海風の影響があるが、内陸へ行くほどその影響は少なくなるためと考えられる。秋期(10月)では昼、夜ともに臨海部(C)より内陸部(B)の市街地の方が気温が高くなっている。これらの結果より、春期の寒暖の差の激しさを除けばヒートアイランド効果としての市街化による温暖化の影響は年間を通してみられることがわかった。

「日最高気温の特徴」

日最高気温の月平均値の観測地点による差は年間を通じて大きな差はなく、日最高気温はその日の気象条件による影響の方がむしろ大きく、平均的には差はみられないものと推測された。

「日最低気温の特徴」

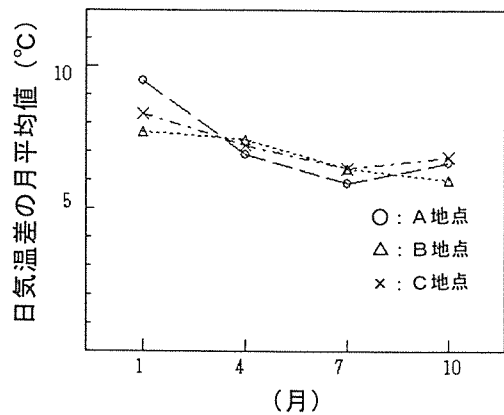
夏期(7月)の全日での日最低気温の月平均値は、表一 2 に示すように森林域(A)より市街域(B, C)の方が0.6℃ほど高い。冬期(1月)では森林域(A)より内陸市街域(B)で1.6℃、臨海市街域(C)で2.0℃も高く、前述したヒートアイランドによる冬期の最低気温の上昇を裏付けているものと考えられる。また秋期(10月)でも森林域(A)より市街域(B, C)の方が0.2～0.5℃ほど高い傾向がみられた。

「日気温差の特徴」

1日の気温の変化幅は図一 4 に示すように月平均とすると地点間の差はあまりなく、夏期より冬期の方が大きくなる傾向がみられる。これは雨天や曇天の場合には通年して大きな変化がないためであり、晴天のみを取ると表一 2 より夏期(7月)の昼間の気温差は3～8℃、夜間は2～6℃、また冬期(1月)の昼間は10～16℃、夜間は5～9℃と晴天日での夏と冬の気温の日変化の差は夏より冬になるほど大きくなる。これは気温の日変化には太陽の日射が大きく影響し冬期には大気の不透明度が増すためと考えられる。

4. 2 観測地点間の気温の相関

市内全域が雨天もしくは曇天下では各地点の気温も同様な値を示し、大きな変化はみられない。そこでここでは、晴天日を中心に考察する。図一 5 に夏の晴天日での森林域と市街域の典型的な気温の相関図を示す。気温が低いとき(夜間)では森林域と市街域とでほぼ同じ値であるが、気温が高くなる(昼間)ほど市街域の気温が高



図一 4 各地点での季節別日気温差の月平均の比較

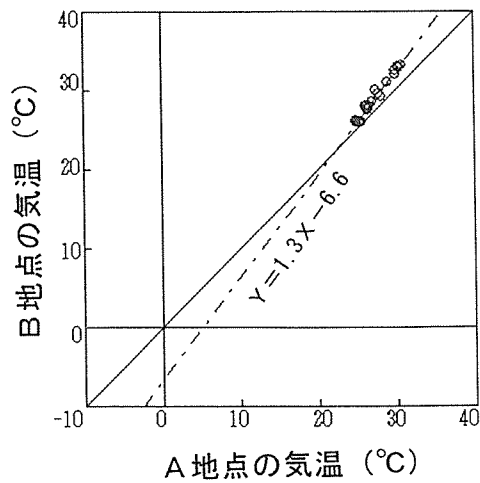


図-5 夏期晴天日での森林域と市街域の気温の相関 (1998年7月27日)

表-3 1998年7月での熱帯夜の出現状況

地点	A	B	C
熱帯夜の出現日数	11	14	13
熱帯夜の夜間平均気温 (°C)	26.5	27.4	26.8
熱帯夜の夜間の最低気温 (°C)	25.6	26.3	25.9

夜間：19時～翌朝6時

くなり、この相関関係は直線相関として近似できる。次に冬期の晴天日での代表例を図-6に示す。この場合もほぼ直線相関となるが、午前中は森林域より市街域の気温の方が若干高くなり、午後は両地点とも同様の値で推移し、夜間は市街域の方がかなり高くなる。これより横軸を森林域、縦軸を市街域とした場合、その相関直線の晴天日での傾きは夏期では1以上、冬期では1以下となる傾向がある。春及び秋ではこの夏型あるいは冬型のパターンが交互に現れるようになる。

#### 4.3 熱帯夜の特徴

熱帯夜の出現にはヒートアイランドの影響が考えられるため、その特徴の評価は重要である<sup>4)</sup>。通常熱帯夜が最も多く出現するのは8月であるが今回の調査では欠測であったため、ここでは7月のデータで考察する。7月の気象状況は月初めには晴れて気温の高い日が続いたが、中旬以降は北東気流の流入により低温となった。しかし7月全体の気温としては平年並みであった<sup>5)</sup>。熱帯夜を夜間の最低気温が25.0°C以上として定義し、7月での熱帯夜の結果を表-3に示す。熱帯夜の出現日数は市街域(B, C)の方が森林域(A)より若干多いがほぼ各地点で大差ないものと考えられた。熱帯夜の夜間の平均気温は森林域(A)より内陸市街域(B)で0.9°C、臨海市街域(C)で0.3°Cほど高く、また熱帯夜の夜間の最低気温も森林域(A)より内陸市街域(B)で0.7°C、臨海市街域(C)で0.3°Cほど高い。したがって熱帯夜は森林域より市街域、しかも内陸へ行くほど気温が高く

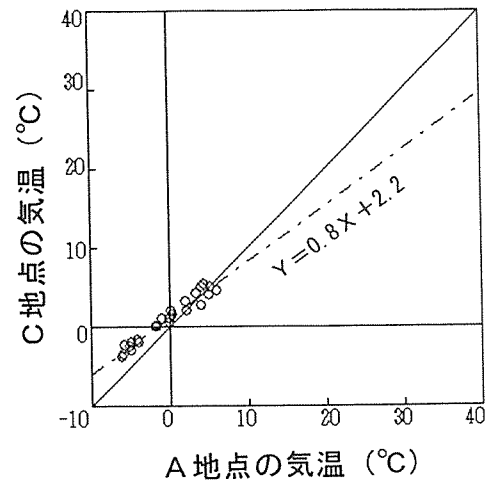


図-6 冬期晴天日での森林域と市街域の気温の相関 (1998年1月25日)

なる傾向があり、夏での夜間の気温差は表-2より2.5~3.5°C程度であるから、熱帯夜にみられる森林域と市街域との気温差は無視できないものと推測される。熱帯夜の最低気温が森林域より市街域の方が高いという知見は、ヒートアイランド強度を評価する上で重要であり、夜間のクーラなどの排熱や人工建造物での熱の蓄積の一部が放熱しきれずに夜間中残留し、翌朝の日射とともに再び気温が上昇するといったパターンが、都市の夏期では繰り返されていることを推測させる。

#### 4.4 湿度変化の特徴

湿度の変化は前述したように気団の移流や水の蒸発散効果を反映するため、地上熱の評価にとって重要なファクターである。湿度の日変化は雨天や曇天では特異な気団の移流がないかぎり大きな変化は示さない。晴天日は日射による大気及び地上の水の蒸発散効果により大きく変化する。夏期と冬期での晴天日の湿度変化の代表例として気温変化の図-2, 3と同じ日の湿度変化を図-7, 8に示す。湿度は日中は日射の影響により低くなるが、夜間になると高くなる傾向にあり、表-2に示す湿度の月平均値からみても同様のことがわかる。晴天日での午前中では冬期の方が夏期より湿度の低下は短時間で起きるが、これはその日の午前中の気温の上昇傾向とほぼ一致している。なお、図-7, 8ともに日中湿度の低下は市街域(B, C)より森林域(A)の方が大きい、通常日射による地表温度の上昇は市街域の方が大きい<sup>1)</sup>ため、単に地上の蒸発散だけを考えると逆の傾向となっている。これは市街域では日射による大気の活発な上昇とともに周辺気流の横方向への流入も大きくなるためと考えられるが、この結果については今後の詳細な調査を必要とする。

#### 5. まとめ

都市でのヒートアイランドの評価として森林域と市街

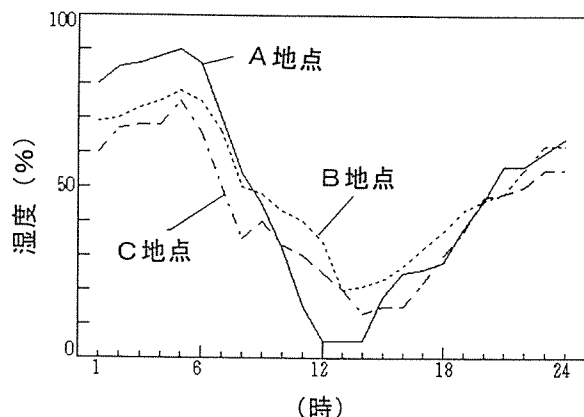


図-7 夏期晴天日での湿度の日変化  
(1998年7月4日)

域での気温によるヒートアイランド効果を調査する目的で、森林域 (A地点)、内陸市街域 (B地点)、臨海市街域 (C地点) を選び 1998 年の 1 年間について気温と湿度を観測し、季節別に検討した結果以下のような知見が得られた。

1) 日平均気温の特徴として春期を除く全季節で気温は、森林域より市街域の方が高くなっており、横浜市内でも市街化によるヒートアイランドが生じつつあることがわかった。

2) 冬期の最低気温の月平均が森林域より市街域の方が 1.6～2.0℃ほど高いことがわかった。

3) 熱帯夜 (25.0℃以上) は各地点ともその出現日数は 11～14 日と大差なかったが、熱帯夜の平均気温及び最低気温はともに森林域より市街域の方が高く、特に熱帯夜の最低気温は森林域より市街域の方が 0.3～0.7℃ほど高い傾向にあった。

4) 湿度の観測により湿度は気団の移流や日射による地表の水の蒸発散の傾向を反映することがわかった。

なお、本報告は気温の調査開始 1 年のものであるが、気温を含めた気象は周期的もしくはカオス的に変動して

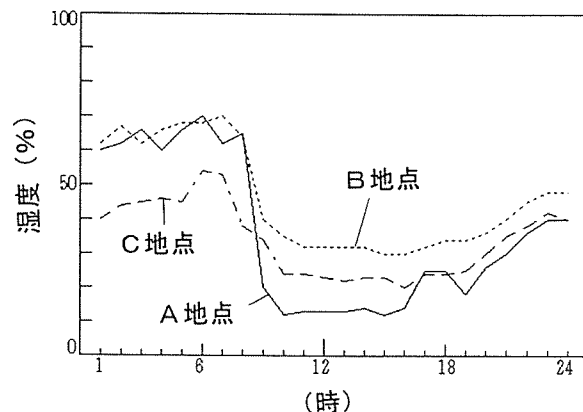


図-8 冬期晴天日での湿度の日変化  
(1998年1月7日)

おり今回得た特徴が次年以降も生じるとはかぎらず、さらに数年の追跡調査を行う予定である。また、一連のヒートアイランドに関する調査を施策に反映させるためには、今後植生減少の予測、屋上緑化などの対策技術効果の検討、ヒートアイランドと地球温暖化の関連なども合わせて行っていく必要がある。

#### 「謝辞」

温湿度計の設置に当たり大岡小学校、生麦小学校、氷取沢小学校の関係各位の多大な協力を得たことに対し感謝いたします。

#### 文献

- 1) 佐俣 満夫：都市における地表温度の特性(その1), 横浜市環境科学研究所報, 19,31-35(1995)
- 2) 佐俣 満夫：横浜地域における地表温度予測モデル, 同上, 21,13-18(1997)
- 3) 佐俣 満夫：横浜地域における地表温度予測モデル(その2), 同上, 23,4-8(1999)
- 4) 齊藤 武雄：ヒートアイランド, 講談社(1997)
- 5) 日本気象協会編：神奈川県気象年報(1998)

# 植物プランクトンの増殖に伴うN/P比の変化に関する理論的考察 および東京湾におけるN/P比の空間分布の季節別特徴

二宮勝幸 (横浜市環境科学研究所)  
 柏木宣久 (文部省統計数理研究所)  
 安藤晴夫 (東京都環境科学研究所)  
 小倉久子 (千葉県水質保全研究所)

Theoretical investigation on change of N/P ratio caused by multiplication of phytoplankton  
 and seasonal characteristics of spatial distribution of N/P ratio in Tokyo Bay

Katsuyuki Ninomiya (Yokohama Environmental Research Institute)  
 Nobuhisa Kashiwagi (The Institute of Statistical Mathematics)  
 Haruo Andoh (The Tokyo Metropolitan Research Institute for Environmental Protection)  
 Hisako Ogura (The Chiba Prefectural Laboratory of Water Pollution)

## 要 旨

まず、植物プランクトンの増殖に伴う海水のN/P比(無機態の窒素とリンの重量比)の理論変化について考察した。その結果、N/P比を大きく変化させる因子として、海水の栄養塩濃度が低いこと、海水のN/P比とレッドフィールド比との差が大きいことの2つが挙げられ、前者のほうが大きく影響すると示唆された。

次に、東京湾内41地点の1985年4月から1990年3月までの公共用水域水質測定結果に統計的手法を適用し、上下層におけるN/P比の分布の季節別特徴を検討した。上層のN/P比は、3~7月にかけては荒川や多摩川などの河口部から沖合部に向かって高まった。そのうち3~5月については、河口部における高N/P比の影響が沖合部まで及んでいることが推察された。しかし、8月以降になると、沖合のN/P比は20以下に低下し、湾西岸で高く湾東岸で低くなる分布を示した。この原因のひとつとして、下層水との混合影響が考えられた。下層のN/P比は、年間を通して上層よりも低い値を示し、7月~10月にかけて河口部を除く湾全域で10以下となった。また、レッドフィールド比より小さい5以下の水域は7月に湾西岸に現れ徐々に拡大していき、9月になるとほぼ湾全域で5以下を示した。

キーワード: 富栄養化, 東京湾, N/P比, 空間分布, 植物プランクトン

## 1. はじめに

近年、東京湾の海水のN/P比は上昇し、レッドフィールドが提唱した植物プランクトン体中のN/P比<sup>1)</sup>(重量比として、約7.2)よりも高くなってきている<sup>2)</sup>。リービッヒの最少律によれば、栄養塩のなかで最も不足する物質が制限因子となり植物プランクトンの増殖量を支配する。したがって、東京湾の富栄養化対策においては、リンの負荷の削減が窒素の削減より有効であるといわれている<sup>3)</sup>。また、N/P比の変化は植物プランクトンの分布や種組成に影響し、ひいては海洋生態系に少なからぬ影響を与えることも懸念されている<sup>3, 5)</sup>。このように、N/P比は、制限因子を判断したり海洋生態系の変化との関連を調べる上で、重要な指標となっている。

N/P比はもちろん窒素とリンの濃度によって決まる。植物プランクトンに利用可能な溶存性無機態の窒素(DIN)とリン(DIP)に着目すると、海域上層では、海水による希釈作用と植物プランクトンへの取り込みがDINとDIPの時空間変動を支配する主要な因子

であると考えられる。すなわち、栄養塩の豊富な河川水は河口から沖合いに移動する過程で海水の希釈作用を受けると同時に、海域に流出したDINとDIPは植物プランクトンにより消費される。そして、この過程でDIN/DIP比は変化していく<sup>6)</sup>。例えば、海水のDIN/DIP比が植物プランクトンの取り込みのN/P比よりも大きければ、相対的に過剰な窒素は植物プランクトンの増殖と関係せずに残存するため、植物プランクトンの増殖によって海水のDIN/DIP比は高まっていく。また、下層では、DINやDIPは粒子態有機物が沈降する過程や堆積した底質において分解作用を受けて、水系に溶出する<sup>7)</sup>。さらに、窒素に関しては脱窒作用により海水から除去される<sup>8)</sup>。これらの作用が影響し合って、下層水のDIN/DIP比が規定されることになる。

このように海水のDIN/DIP比は変化しており、季節毎に特徴ある空間分布を示すと考えられる<sup>9)</sup>。そして、その空間分布から富栄養化した東京湾における季節毎・水域毎の特徴を把握することができると考えられ

る。

一方、海域上層において、DIN/DIP比が植物プランクトンの増殖に伴い変化することは直観的には理解できるが、モデルを用いて明示的に考察した報告は見られない。

そこで、本報告では、まず、数学モデルを用いて植物プランクトンの増殖に伴うDIN/DIP比の理論変化を調べた。次に、東京湾内41地点の公共用水域水質測定結果に統計的手法<sup>10)</sup>を適用して東京湾の上下層における季節毎のDIN/DIP比の分布図を作成し、それらの特徴をモデルから得られた知見等をもとに考察した。なお、DINとDIPの濃度分布についても同様な検討を行い、DIN/DIP比の空間分布を解析する際の参考とした。

## 2. 解析方法

### 2-1 解析資料

次の東京湾の公共用水域水質測定結果<sup>11,12,13)</sup>をデータベース化し解析に用いた。

期 間：1985年4月～1990年3月の毎月のデータ  
(60回分の調査結果)

地 点：東京都7地点、神奈川県15地点、千葉県19  
地点の計41地点(図-1)

測定水深：上層は海面下0.5mの位置、  
下層は海底上1mの位置

項 目：DIN (NO<sub>3</sub>-NとNO<sub>2</sub>-NとNH<sub>4</sub>-Nの  
濃度和)、DIP (PO<sub>4</sub>-P)、  
DIN/DIP比(以下、断りが無い限  
り、N/P比とする)

### 2-2 統計処理方法

既に報告したように<sup>10)</sup>、各地点・各項目毎の時系列データは、統計的には、傾向変動成分、季節変動成分、および測定条件のばらつきに応じて一時的に変動する不規則変動成分からなるとみなすことができる。したがっ

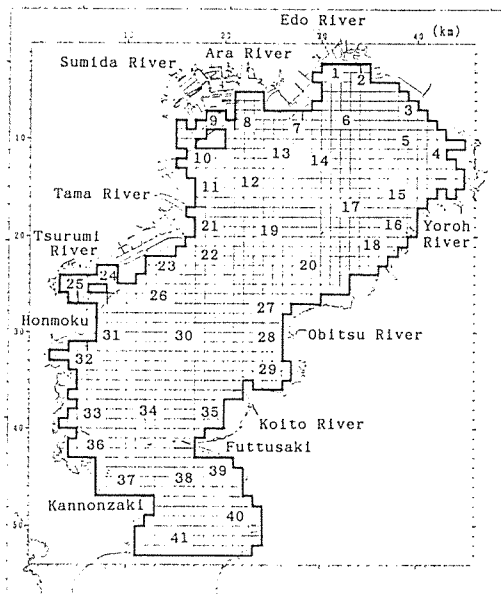


図-1 東京湾の測定地点

て、データから情報をよりの確に抽出するためには、季節変動と傾向変動を分離して推定し、同時に不規則変動を除去すればよい。具体的には、まず、各地点・各項目毎にベイズ型季節調整<sup>11)</sup>という時系列解析手法により不規則変動成分を除去し、各月の平均的な推定値を求めた。次に、各月の推定値から離散薄板補間<sup>12)</sup>により東京湾の水質濃度分布を作成した。

なお、N/P比については、DINとDIPの実測値の比から季節調整モデルにより推定値を求めた。したがって、DIPが報告下限値以下の場合にその値をゼロとするとそのN/P比は無限大になってしまい、また、DIPの報告下限値が自治体により異なることから<sup>11,12,13)</sup>、DIPが0.005mg・l<sup>-1</sup>以下の場合には統一して0.005mg・l<sup>-1</sup>とした。

図-1に、水質濃度分布を作成するために用いた東京湾の1kmメッシュ図を示す。

### 2-3 植物プランクトンの増殖に伴うN/P比の理論変化について

著者らは、横浜市根岸湾上層の定点で連続水質調査を行った結果<sup>14)</sup>、クロロフィルa (Chl-a)の上昇とともに、N/P比も高まっていくことを明らかにした。このように、東京湾のような富栄養化した海域では、植物プランクトンの増殖がN/P比の上昇させる主な原因になっていると考えられる<sup>6)</sup>。そこで、植物プランクトンによるDINとDIPの消費に注目し、その影響について検討した。植物プランクトンの増殖とともに変化するN/P比は、以下のモデルにより記述される。

$$\frac{N_t}{P_t} = \frac{N_0 - n_t}{P_0 - p_t} \quad (1)$$

ただし、N<sub>0</sub>とP<sub>0</sub>およびN<sub>t</sub>とP<sub>t</sub>はそれぞれ時点t<sub>0</sub>およびt<sub>1</sub>における海水のDINとDIPの濃度を表し、n<sub>t</sub>とp<sub>t</sub>は時点t<sub>0</sub>からt<sub>0</sub>+tまでの間に植物プランクトンの影響により減少したDINとDIPの濃度を表し、N<sub>0</sub>>n<sub>t</sub>≥0およびP<sub>0</sub>>p<sub>t</sub>≥0である。時空間的には、河口域でDINとDIPの濃度がN<sub>0</sub>とP<sub>0</sub>であった海水が沖合に移動し、その間に植物プランクトンの影響によりDINとDIPの濃度がn<sub>t</sub>とp<sub>t</sub>だけ減少したと考えればよい。n<sub>t</sub>とp<sub>t</sub>はChl-aの濃度増加分に対応すると考えられる。

海域の植物プランクトンの種類は多様であるばかりでなく、栄養要求の性質は複雑である<sup>17,18)</sup>。実際、培養した植物プランクトンのN/P比は種類により、また増殖期によりやや異なる値を示す<sup>5,18)</sup>。しかし、富栄養化した閉鎖性海域においては、ある一定した比率でDINとDIPが植物プランクトンに取り込まれる場合がある。例えば、博多湾<sup>19)</sup>では、*Heterosigma sp.*が優占種となった時の懸濁態のN/P比は8.3 (r=0.97)、そして*S.costatum*が優占種となった時のそれは6.2 (r=0.94)となった。東京湾においても、8月に採取した湾奥部の海水の植物プランクトン体中のN/P比は7.3を示した<sup>2)</sup>。また、東京湾西部の公共用水域測定結果のうちChl-aが50μg・l<sup>-1</sup>を示した水質データを解析したところ、懸濁態のN/P比は8.5～10.7 (r=0.89)の範囲を示した<sup>2)</sup>

り。したがって、東京湾では植物プランクトンはD I NとD I Pをレッドフィールド比(7.2)よりやや高い比率で取り込んでいる場合が多いと推察される。

そこで、植物プランクトンによるD I NとD I Pの取り込みの比率をRと仮定すると、 $n_i = R * p_i$ となる。これを式(1)に代入し整理すれば、N/P比は $p_i$ の関数 $f(p_i)$ として、次式が得られる。

$$\frac{N_i}{P_i} = \frac{N_0 - R * p_i}{P_0 - p_i}$$

$$= \frac{N_0}{P_0} + \left( \frac{N_0}{P_0} - R \right) * \left\{ \frac{p_i}{P_0 - p_i} \right\} = f(p_i) \quad (2)$$

関数 $f(p_i)$ の第1項は定数であり、第2項の{}内は $P_0 > p_i \geq 0$ の範囲内で非負であり $p_i$ に関して単調増加であるから、関数の増減は第2項の{}内の値によって決まる。従って、増減について次の3通りの場合がある。

- (a)  $N_0/P_0 > R$ の場合、 $f(p_i)$ は単調に増加する。
- (b)  $N_0/P_0 = R$ の場合、 $f(p_i)$ は一定となる。
- (c)  $N_0/P_0 < R$ の場合、 $f(p_i)$ は単調に減少する。

これら3通りの場合における関数 $f(p_i)$ の変化を模式的に示したのが図-2である。初期のN/P比がR値と同じであればN/P比は変化しないが、R値より大きければN/P比は増加し、小さければN/P比は減少するという実際の現象を説明している。

関数 $f(p_i)$ を用いると、N/P比の変化率についても検討できる。式(2)を $p_i$ に関して微分すればよく、実際に微分すれば、次式が得られる。

$$\frac{d f(p_i)}{d p_i} = \left( \frac{N_0}{P_0} - R \right) * \left\{ \frac{P_0}{(P_0 - p_i)^2} \right\} \quad (3)$$

式(3)から明らかなように、N/P比の変化率は初期のN/P比とR値との差、および $P_0$ の値により決まる。特に{}内は $P_0$ に関し2次の分子式になっており、変化率に与える影響は $P_0$ の方が大きいと言える。そこで、{}内だけに注目すると、 $p_i$ の値が $P_0$ に近づくほど、変化率が大きくなるのが分かる。栄養塩の消費速度を一定とした場合、 $P_0$ が小さいほど、N/P比は

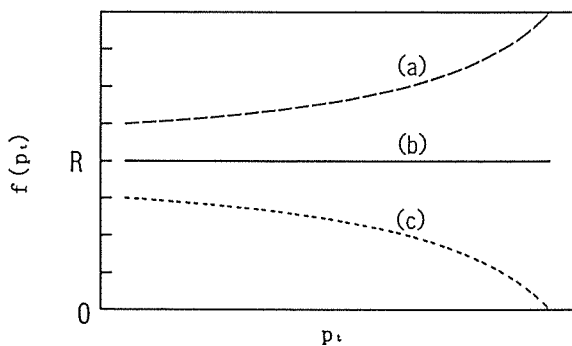


図-2 植物プランクトンの増殖に伴うN/P比の理論変化 (a) $N_0/P_0 > R$ , (b) $N_0/P_0 = R$  and (c) $N_0/P_0 < R$

早期に大きく変化すると言ってもよい。これらの様相を模式的に示したのが図-3である。この図では、対称性により一般性を失うことなく $N_0/P_0 > R$ とし、以下の4通りの場合について、N/P比の $p_i$ に対する変化曲線を与えている。

- (a)  $N_0/P_0$ とRの差が大きく、 $P_0$ の値が小さい場合。
- (b)  $N_0/P_0$ とRの差が小さく、 $P_0$ の値が小さい場合。
- (c)  $N_0/P_0$ とRの差が大きく、 $P_0$ の値が大きい場合。
- (d)  $N_0/P_0$ とRの差が小さく、 $P_0$ の値が大きい場合。

図-3から、(a)と(b)の場合、N/P比は $p_i$ の増加と共に早期に大きく変化し、その程度は(a)の方が大きく、(c)と(d)の場合、比較すれば(c)の方が変化の程度は大きい、(a)と(b)と比べれば無視できる程度にしか変化しないのを見て取れる。こうした結果から、まず、D I NとD I Pの濃度が小さいこと、次いで、N/P比とR値との差が大きいことが、植物プランクトンの増殖に伴うN/P比を変化させる因子であると示唆される。

D I NとD I Pの濃度の違いによるN/P比の変化の違いについては、安藤ら<sup>22)</sup>の藻類の培養実験結果によって説明できる。この実験では窒素・リン濃度が異なる条件下で藻類の増殖特性を調べており、実験開始時および対数増殖期を過ぎた後に培地中の栄養塩濃度が測定された。例えば、*Skeletonema costatum*の場合、培地のN/P比は実験開始時の9から9日後には16まで上昇した。一方、実験開始時の $NO_3-N$ と $PO_4-P$ の濃度がともに約2.8倍高い場合は9日後に11までしか高まらなかった。*Thalassiosira rotula*についてもほぼ同様な結果を示した。このように、初期の栄養塩濃度の高低によりN/P比の変化割合は大きく影響された。

したがって、実際の海域上層において、栄養塩濃度の高い河口域のN/P比は植物プランクトンの増殖による影響をあまり受けないが、低栄養塩濃度の沖合部のN/P比はその影響を受け変化しやすいと推察される。

### 3. 結果と考察

#### 3-1 水質時系列とその季節調整モデル

本節では、東京湾のほぼ中央部に位置する地点(St. 30, 水深約30m)を例として、その上下層におけるD I N, D I PおよびN/P比の時系列の実測値と推定値に

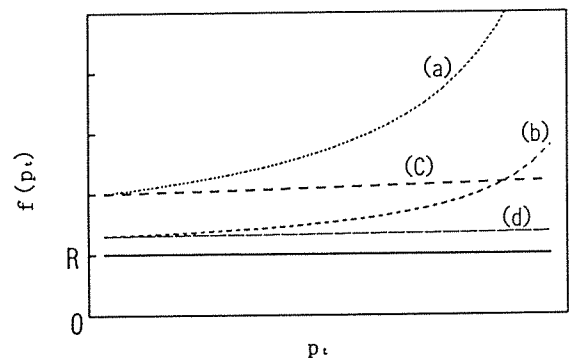


図-3 植物プランクトンの増殖に伴うN/P比の詳細な理論変化 (a) $N_0/P_0 > R, P_0 \sim p_i$ , (b) $N_0/P_0 \sim R, P_0 \sim p_i$ , (c) $N_0/P_0 > R, P_0 > p_i$  and (d) $N_0/P_0 \sim p_i, P_0 > p_i$

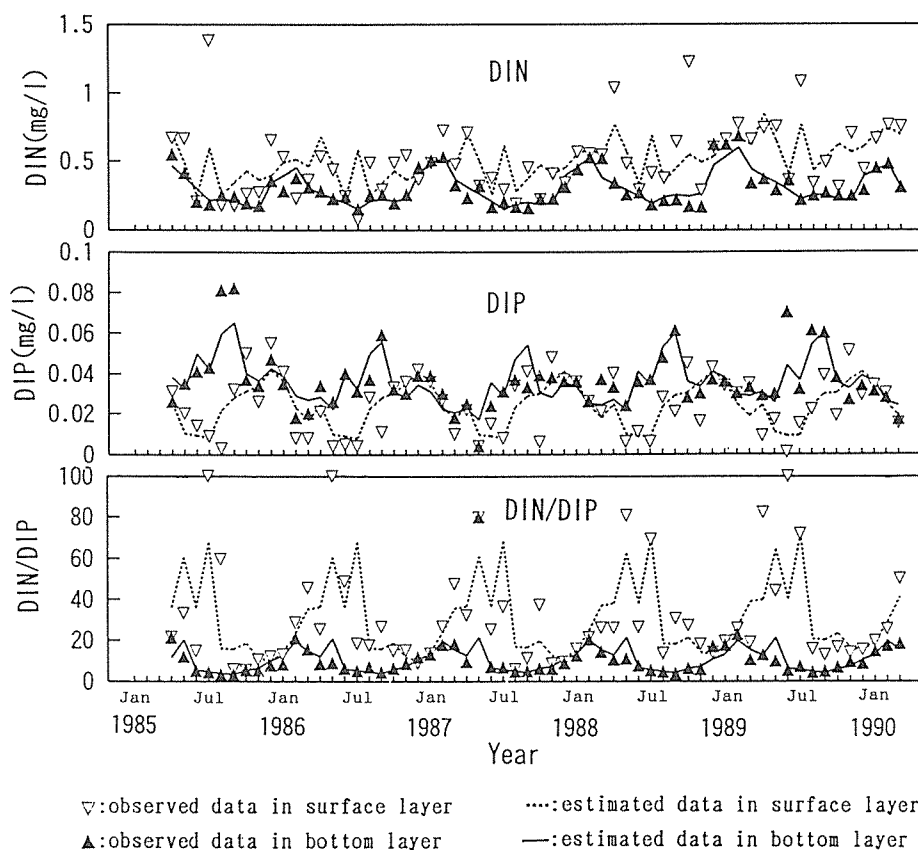


図-4 東京湾St.30地点におけるDIN, DIP及びN/P比の経年変化

ついて比較・検討した。図-4に、St.30における上下層水質の実測値と推定値の時系列を示す。

まず、DINについてみると、その上層の実測値は年毎毎月の変動が大きく、季節変化パターンははっきりしなかったが、上層の推定値は冬季から早春にかけて高く、また、7月にも一時的に高くなる傾向が認められ、その傾向は毎年安定して表れていた。一方、下層の実測値と推定値はともに夏季に低く冬季に高くなる季節変化を示すが、推定値の方が年毎毎月の変動幅は小さかった。

次に、DIPについては、その実測値は上下層とも年毎毎月の変動幅が大きく、はっきりした季節変化を示さなかった。しかし、その上層の推定値は6月前後に低く12月前後に高い季節変化を示し、その変化パターンは毎年安定して表れていた。下層の推定値は上層とは逆に8・9月に高く冬季に低くなる安定した季節変化を示した。

最後に、N/P比の時系列は、DIPやDINの場合と同様に、推定値の方が実測値よりも年毎毎月の変動の少ない安定した季節変動を示した。上層の推定値は3月から7月にかけては20以上の値を示したが、8月になると急激に低下し、その月以降はほぼ10~20の値で推移した。下層のN/P比は6月から11月頃までは5前後の値で推移し、2月頃に20程度と最も高くなった。

### 3-2 水質空間分布の季節別特徴

この節では、測定地点毎に求められた推定値から、離散薄板補間<sup>15)</sup>により東京湾の水質濃度分布を作成し、季

節毎の空間的な特徴について検討した。水質濃度分布を作成するために用いたデータは1987年度の毎月の推定値である。

#### 3-2-1 上層

図-5~7に、上層のDIN, DIPおよびN/P比の分布を示す。

##### (1) DIN

上層におけるDINは、年間を通して湾奥部西岸の河口付近で高く、そこから沖合に向かって低下した。荒川河口付近のDINは3月~5月が他の月に比べて高く、また、4月~10月に湾奥部中央付近のDINはその周辺水域よりも低かった。このような上層のDINの濃度分布は塩分のそれとほぼ負の相関を示した<sup>10)</sup>。

一方、等濃度線の位置の季節変化をみると、例えば、 $0.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の等濃度線は夏季・秋季に比べて春季・冬季のほうが湾口部方面に張り出す傾向が認められた。ただし、その7月の等濃度線はその前後の月に比べて湾口部方面に張り出した。これは、梅雨期の7月に降雨量の増加に伴う淡水の影響が沖合部にまでおよんだためと考えられる<sup>10,23)</sup>。

##### (2) DIP

上層のDIPも上層の塩分濃度分布とほぼ負の相関を示した。しかし、その等濃度線の位置の季節変化はDINの場合とは逆の傾向を示し、春季・冬季よりも秋季のほうが沖合部まで張り出した。また、4月~8月にかけては多摩川河口沖合と横浜市南部沖合の2水域でDIP濃度が $0.02\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下値を示した。



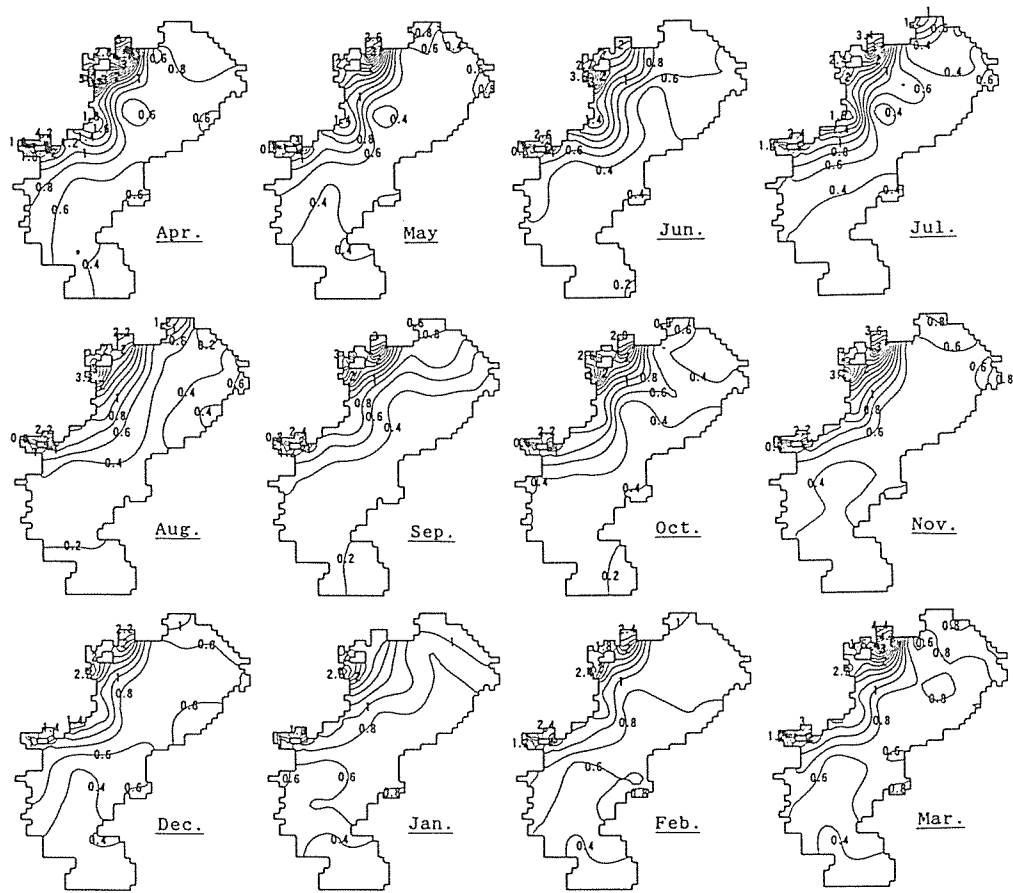


図-5 上層におけるDIN( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )の月別濃度分布

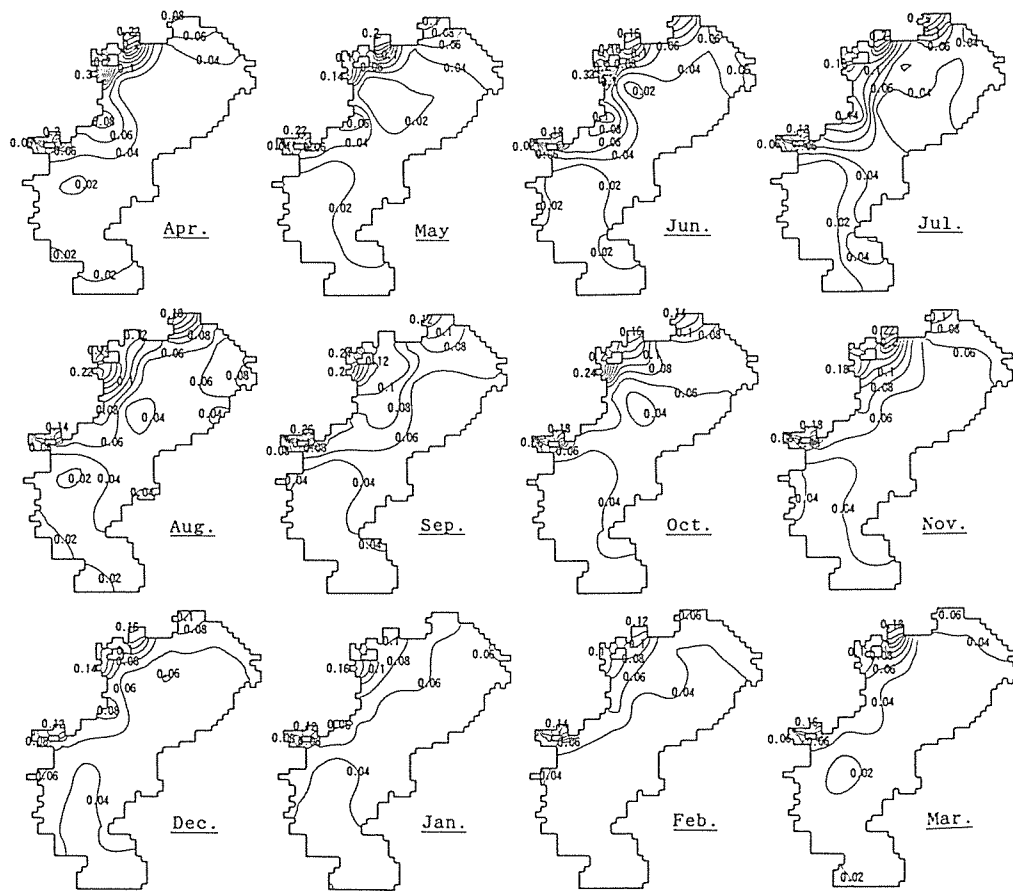


図-6 上層におけるDIP( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )の月別濃度分布

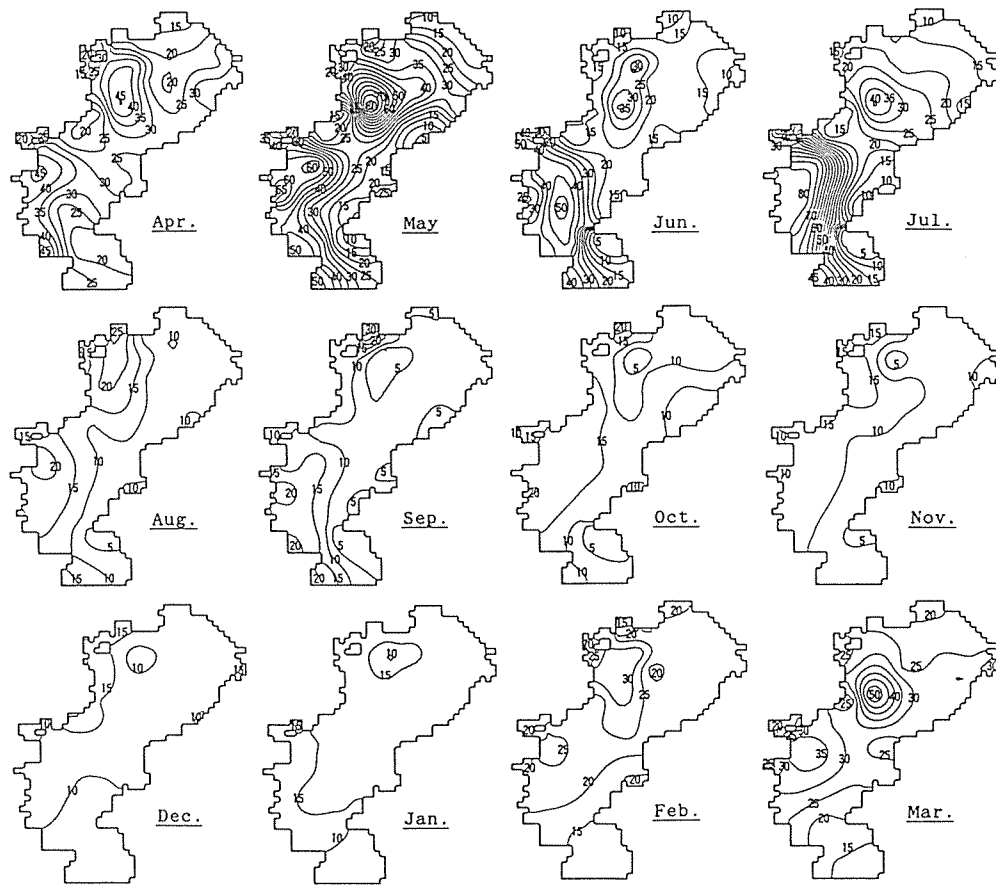


図-7 上層におけるN/P比の月別分布

### (3) N/P比

N/Pの等比線は3月～7月にかけてが他の月に比べて密に分布しており、しかもN/P比は荒川や多摩川などの河口部よりも沖合部のほうで高くなる傾向が認められた。この理由として、Chl-aは3月頃から徐々に高まっていき<sup>24)</sup>、しかも、沖合部は海水の希釈作用により低栄養塩濃度になっている<sup>9)</sup>ためと考えられる。このことは、2-3節で得られた知見と一致する。N/P比が40以上を示す水域は多摩川河口沖合と横浜市南部沖合であった。

一方、3月～5月は6月～7月に比べてChl-aが低いにもかかわらず、N/P比の分布状況は同じようなパターンを示した。3月～5月の荒川河口におけるN/P比は20以上を示し、6月～7月に比べて高くなっていることから、その河口部における高N/P比の影響が沖合部まで及んだものと推察される。このことも、2-3節の結果で説明される。この原因として、DINの濃度分布で示したように、3月～5月における荒川河口付近のDINが他の月に比べて高まったためである。この時期は、農業活動の開始にともない施肥量が増加し、また、菜種梅雨のため降雨量が比較的多くなる。したがって、これら農業由来などに起因すると考えられる河川への窒素流出が春季におけるN/P比の上昇の原因になっている可能性が高い。

8月以降になると、河口部を除く湾全域でN/P比は

急激に低下して20以下となり、しかも、N/P比が25前後の河口部から沖合部に向けて低くなる分布を示した。もし、植物プランクトン体中のN/P比が25以上の値をもつ種類の植物プランクトンが8月以降にあらわれたと仮定すれば、それは数学モデルの図-2(c)の場合に相当し、河口部から沖合部に向かってN/P比は低下することになる。実際に植物プランクトンは種類や成長段階によって取り込むN/P比が異なり、また、植物プランクトンの種組成は季節的に変化するという指摘がある<sup>41)</sup>。例えば、大阪湾では、8月になると*S.costatum* → *Thalassiosira*が増加する<sup>17)</sup>。東京湾内湾では珪藻類→微小鞭毛藻類→渦鞭毛藻類の順で変化し、*S.costatum*が減少した8月に*Chromonas/Chryptomonas*の増加が認められている<sup>25)</sup>。しかし、植物プランクトン体中のN/P比が25を超えるものはあまり認められないことから<sup>5, 19, 20)</sup>、先に述べた海水のN/P比の低下原因がこれらの植物プランクトンによる可能性は少ないと推察される。

したがって、他の原因が考えられる。湾奥部におけるDINの等濃度線の分布状況は5月から11月まではほとんど変わらなかったが(図-5)、DIPの高濃度域は8～10月頃に湾中央部付近まで張り出していた(図-6)。したがって、8月以降にN/P比が低下したのは、DINに比べてDIPの濃度が相対的に高まったためである。この理由の1つとして、後述するように、下層水の混合影響が考えられる。

### 3-2-2 下層

図-8~10に、下層のDIN, DIPおよびN/P比の分布を示す。

#### (1) DIN

下層のDINの濃度分布は湾奥部で高くそこから湾口部に向かって低く、塩分の濃度分布と負の相関を示した<sup>10)</sup>。季節的には夏季よりも冬季のほうがDIN濃度は高く、また、高濃度域は沖合に張り出す傾向が認められた。

上下層におけるDINの濃度分布を比較すると、年間を通して上層の濃度ほうが下層の濃度よりも高かった。前報で指摘したが、夏季~秋季の底質表層付近ではNH<sub>4</sub>-Nの溶出に比べ脱窒がかなり活発に起こっている可能性が高い<sup>7,8)</sup>。

#### (2) DIP

下層のDIPも湾奥部で高く沖合で低くなる濃度分布を示した。しかし、等濃度線の季節変化については、下層のDINの場合とは逆に、8・9月に最も沖合部に張り出した。この理由として、8・9月は底質等から盛んにリンが溶出していることが考えられる<sup>7,8)</sup>。

上下層における等濃度線の位置関係を観察すると、下層の濃度が上層の濃度よりも高くなる傾向は河口近辺を除き4~9月にかけて認められた。

#### (3) N/P比

年間を通して下層のN/P比の分布状況を見ると、2月~6月にかけてがその他の月に比較してN/P比が高

くしかも等比線は密に分布していた。N/P比が30以上を示す水域は、横浜市南部や千葉県側の沿岸および荒川や江戸川の河口先などであった。いずれも河川水の影響が大きいあるいは水深が浅い水域であるが、明確な原因はわからなかった。

N/P比の低い水域については、季節毎の分布に特徴がみられた。N/P比がレッドフィールド比より低い5以下の水域は6月に現れ、7月以降は湾奥部西岸から徐々に張り出していき、9月にはほぼ湾全域まで広がった。10月になると7月とほぼ同じ位置まで縮小した後、11月には消失した。このように下層のN/P比が夏季~初秋に最も低下したのは、その時期に脱窒活性が高まりDIN濃度は低下する(図-5)のに対し<sup>20)</sup>、底質等からリンの溶出が盛んに行われDIP濃度は上昇する(図-6)という2つの原因が重なったためと考えられる<sup>9)</sup>。

一方、先に述べたように、8月以降に上層のN/P比が低下したが、この原因の1つとして、強風による低N/P比の下層水との混合影響<sup>21)</sup>が挙げられる。そして、水深が深く河川水の影響の大きい西側に比べて水深の浅く大河川の少ない東側で、下層水の湧昇の影響が大きくなったと考えられる。

### 4. まとめ

植物プランクトンの増殖に伴う海水のN/P比の変化の理論的考察および東京湾におけるN/P比の季節別空



図-8 下層におけるDIN(mg·l<sup>-1</sup>)の月別濃度分布



図-9 下層におけるDIP( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )の月別濃度分布

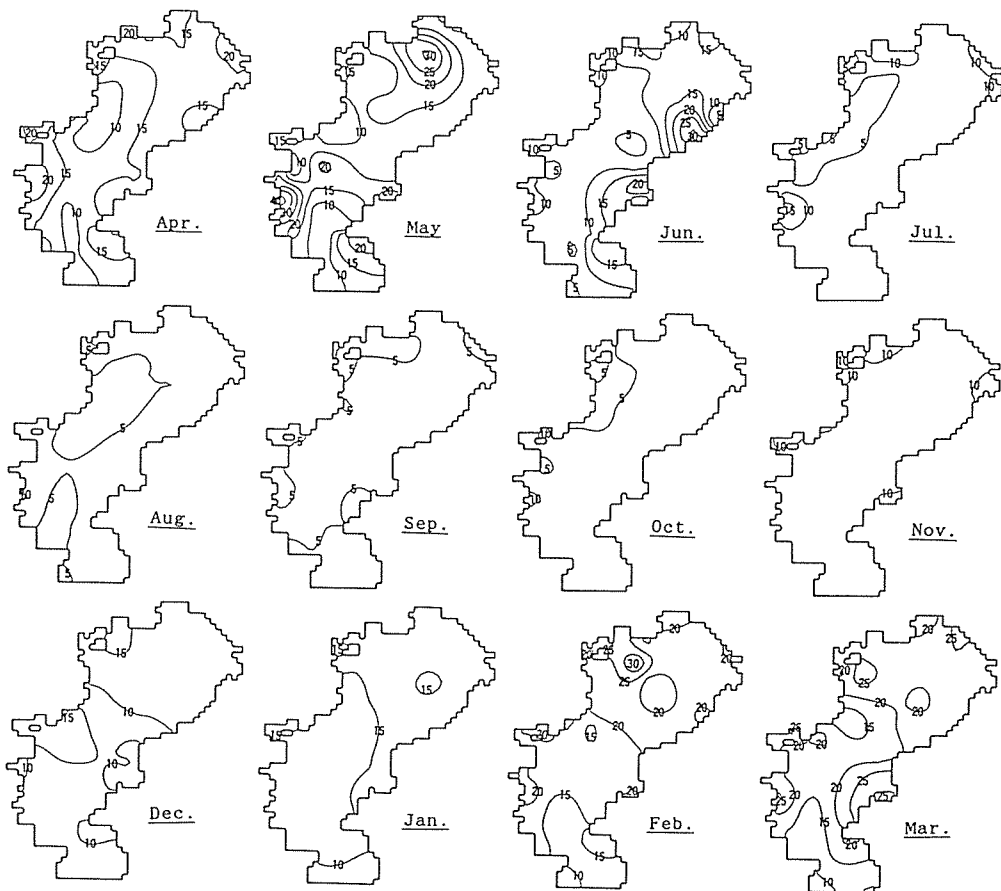


図-10 下層におけるN/P比の月別分布

間分布の検討を行った結果、以下のことが明らかとなった。

- 1) 数学モデルを用いた考察によると、植物プランクトンの増殖が同程度の場合、海域上層のN/P比は栄養塩濃度が低いほど大きな変化を示すとともに、その海域に栄養塩を供給する河川水のN/P比の影響を受けると考えられた。
- 2) 上層において、N/P比は3~7月にかけては荒川や多摩川などの河口部から沖合部に向かって高まった。これは、数学モデルから得られた知見によって説明できた。8月以降になると、沖合のN/P比は20以下に低下し、西側で高く東側で低くなる分布を示した。このN/P比の低下原因として、下層水の混合影響が考えられた。
- 3) 下層においては、7月~10月にかけてはN/P比が5以下の水域が現れており、特に、9月はほぼ湾全域で5以下となった。

#### 謝辞

公共用水域水質測定結果を利用するにあたり、東京都環境保全局・神奈川県環境部・横浜市環境保全局・千葉県環境部の協力を得ました。また、水産庁中央水産研究所の佐々木克之氏には、論文について有用な助言をいただいた。ここに記して感謝します。

#### 参考文献

- 1) Redfield A.C., Ketchum F.A. and Richards F.A. (1963) The influence of organisms on the composition of sea-water, p26-77, In The sea, Vol.2, (M.N.Hill,ed.), Wiley Interscience, New York.
- 2) 小川浩史, 小倉紀雄(1990)東京湾における水質変動(1980-1988年), 地球化学, **24**, 43-54.
- 3) 稲森悠平, 藤本尚志, 須藤隆一(1993)水界生態系に及ぼす影響からみた排水処理における窒素・リン同時除去の必要性, 用水と廃水, **35**(1), 19-26.
- 4) 佐々木克之(1991)プランクトン生態系と窒素・リン循環, 沿岸海洋研究ノート, **28**, 129-139.
- 5) 吉田陽一編(1993)水域の窒素:リン比と水産生物(日本水産学会監修), 恒星社厚生閣.
- 6) 松田治(1990)栄養塩の挙動, 潮目の科学(柳哲雄編), p37-49, 恒星社厚生閣.
- 7) 白柳康夫, 大矢正代(1991)横浜港底質からのリン, 窒素の溶出-溶存酸素濃度と温度の影響-, 横浜市公害研究所報, **15**, 57-66.
- 8) 清家泰, 近藤邦男, 伊達義夫, 石田雄三郎(1986)汽水湖・中海における窒素代謝Ⅲ-低酸素濃度下における硝化・脱窒-, 陸水学雑誌, **47**, 269-278.
- 9) 二宮勝幸, 柏木宣久, 安藤晴夫, 小倉久子(1997)東京湾における溶存性無機態窒素およびリンの空間濃度分布の季節別特徴, 水環境学会誌, **20**, 457-467.
- 10) 二宮勝幸, 柏木宣久, 安藤晴夫(1996)東京湾における水温と塩分の空間濃度分布の季節別特徴, 水環境学会誌, **19**, 480-490.
- 11) 東京都環境保全局(1985-89)昭和60-平成元年度版, 公共用水域の水質測定結果.
- 12) 神奈川県環境部(1985-89)昭和60-平成元年度版, 神奈川県水質調査年表.
- 13) 千葉県環境部(1985-89)昭和60-平成元年度版公共用水域水質測定結果.
- 14) Akaike H. (1980) Likelihood and the Bayes procedure, *Trabajos de Estadística*, Vol.31, 143-166.
- 15) Matushita K., Kashiwagi N., Aki S. and Kuboki H. (1988) Statistical analysis of air pollution data with graphical methods; location characteristics of the monitoring stations, *Statistical theory and data analysis*, Elsevier Science Publishers B.V.
- 16) 二宮勝幸, 水尾寛己, 畠中潤一郎, 小野寺典好, 若林信夫(1991)赤潮の消長における気象因子の影響, 横浜市公害研究所報, **15**, 67-73.
- 17) 吉田陽一(1986)赤潮の発生予察, 赤潮(日本水産学会編), p90-104, 恒星社厚生閣.
- 18) W. M. ターリー著(1987)藻類の生理生態学, 基礎微生物学9, 培風館.
- 19) 西田政司, 高野昭男, 藤本和司(1985)室内培養した藻類のN/P値から推定した博多湾の制限栄養塩, 水質汚濁研究, **8**, 181-183.
- 20) 曾田京三, 安藤晴夫(1989)東京湾における植物プランクトン等の元素組成の測定結果について, 東京都環境科学研究所年報, 149-151.
- 21) 横浜市環境科学研究所(1995)東京湾の富栄養化に関する調査報告書, 環境研資料 No.117, 47-52.
- 22) 安藤晴夫, 菊地幹夫, 津久井公昭, 曾田京三, 川原浩(1985)東京湾の富栄養化に関する研究-そのII-, 東京都環境科学研究所年報, 109-120.
- 23) 嶋津輝之, 安藤晴夫(1991)東京湾水質データの統計解析(その2) 東京都環境科学研究所年報, 129-140.
- 24) 二宮勝幸, 柏木宣久, 安藤晴夫(1996)東京湾におけるCODとDOの空間濃度分布の季節別特徴, 水環境学会誌, **19**, 741-748.
- 25) 根本敬久, 津田敦, 韓明珠(1985)赤潮生物生態解明試験-赤潮生物の生物生態の解析, 赤潮対策技術開発試験報告書, 1-9.

# 横浜で谷戸といわれる地域の地形地質学的側面から見た特徴

島村 雅英, 森 清和 (横浜市環境科学研究所)

## Geomorphological and geological characteristic of "Yato" in Yokohama city

Masahide Shimamura, Seiwa Mori

(Yokohama Environmental Science Research Institute)

### 要 旨

本研究は、エコシティの形成に向けて、前段として、谷戸がどのようなところと理解されているのかについて、地名の研究事例から検討した。その結果、谷戸（ヤト）は、谷津（ヤツ）と同義語であり、谷の湧水の湧き出る一帯で、稲作可能な平坦地を示している。また、谷（ヤ）、谷地（ヤチ）と関連があり、湿地を示す言葉であることを認識した。

次に、横浜市内に分布する谷戸の特徴を地形的側面からとらえるために、更新世に形成された地形面毎の谷戸の特徴を比較検討した。その結果、谷戸地形を 1)地形面を形成しない三浦丘陵 2)武蔵野面からなる相模原台地 3)下末吉面からなる下末吉台地及び地形面を形成しない地域、多摩Ⅰ面、多摩Ⅱ面、早田面、下末吉面からなる多摩丘陵の3つの地域に分けられることが認められた。

キーワード： エコシティ、地形面、谷戸、地名の研究

### 1. はじめに

エコシティ形成のアプローチには、省エネルギー、資源リサイクルなどに重点を置いた「環境負荷軽減型アプローチ」と自然との共生を中心とした「アメニティー重視型アプローチ」がある。

本研究室では、平成8年度より「自然との共生」の側面から、エコシティに関する調査研究をすすめてきた。

その中で、日本における自然共生は、欧米型自然共生と異なり、トンボ・ホタルなどのふるさと生物とのふれあいが欠かせない。横浜においては「谷戸」が、そのふるさと生物の楽園であるとともに「生態的拠点」となっている。また同時に、谷戸は市内河川の源流域という重要な役割も担っている。

横浜には、そのような谷戸がかつては約3700カ所あったが、現在は4分の1以下に激減している<sup>1)</sup>。

谷戸概念については科学的な定義はないが、横浜においては一般に「丘陵・台地の開析された谷底平坦地とそれを囲む3方の斜面を含む地形」として理解されている<sup>2)</sup>。本研究もその概念を前提としてスタートするが、よくみると、同じ市内の谷戸といっても地域によって形状や景観が異なっている。

本研究では、横浜の谷戸の特徴を把握するために、地形・地質学的な側面から谷戸を検討する。また、その前段として谷戸の地名研究について概観しておく。

### 2. 谷戸地名について

#### 2-1 概要

地名の持つ意味を理解することは、過去における土地利用のあり方、自然状態、地域文化を知る上で重要な手

がかりとなる。これまで、谷戸の総括的な研究は主に地名研究の立場からアプローチされてきた。地形・地質的な考察に入る前に、主要な谷戸地名研究を概観し、谷戸がどのようなところと理解されているのかについて検討しておく。

#### 2-2 主な谷戸地名の研究

##### ①柳田国男<sup>3)</sup>

柳田国男は「地名の研究」のなかで、谷戸地名について以下のような見解を示している。

アイヌ語では、沼沢地を意味する言葉に Yachi (ヤチ) がある。奥羽各県下では、草立つ湿地のことを示す谷地が普通名詞として使われている。また、越後及び下野にも谷地の地名があり、それより西に来れば「ヤト」になり「ヤツ」になりついに「ヤ」になる。武蔵では谷または谷戸と書いてヤトという地名が多いと言っている。

地名としては、常陸で沮洳（そじよ、ぬかるみの地）の地をヤチ、ヤチッポ、ヤチッベ、会津で下湿（低く湿り気のある土地）の地をヤチという（新編風土記）。江戸付近では「草茂り、水あるところ」をヤ（俚言集覧）といい、佐渡では低地、水多きところをヤチ（谷地）、フケ（佐渡方言集）という。ヤチは西に行くとフケ、ウダといい、いずれも稲田をつくり米を作るのによい地形であると云っている。しかし、ヤチに家居を構えて住む処ではないと云っている。

また、カイトについて、垣内は文字のごとく垣の内ではいゆる土豪の囲い込んだ地域をしめす。

垣内は古くからカキツと唱えていたがそれがカイツとなりカイトとなったものであり地方によってはカイチ、カクチとも発音をした。漢字も貝戸、海道、皆渡、開土、外戸などの字がある。また、関東には扇ヶ谷戸、笹目ヶ

谷戸、殿ヶ谷戸、政所ヶ谷戸などという何ヶ谷戸(ガヤト)があり、これらはカイトからきた可能性がある。

以上、柳田国男はヤトはアイヌ語起源の湿地を示す言葉であるヤチが変化したのもであると理解しているようである。また、谷戸地名のついているものの中には、扇が谷戸のような垣内起源のもあるのではないかと指摘している。

#### ②山田秀三<sup>3)</sup>

山田秀三は、谷(ヤ)、谷戸(ヤト)、谷津(ヤツ)、谷地(ヤチ)について、柳田国男のアイヌ説に対し、「アイヌ語でヤチという言葉は見あたらず、道南の一部のアイヌが東北からきた和人からその話を聞いたのではないか」と云っている。

これらの言葉は、関東一円で確認されるが、地方によって呼び名の特徴があると云っている。具体的には、谷津(ヤツ)は千葉県で多く、約5700の地名が確認されている。これらの大部分は稲作をしていた頃の小地名であり、山中や広い平坦地にはほとんど確認されないと云っている。これに対し、谷戸(ヤト)の地名は、神奈川県に多く存在し、鶴見川中流域の鴨居周辺の人たちに昔、鴨居九十九谷戸と呼ばれたほど、多くの谷戸が存在地域がある。また、戸塚区内においても100以上の谷戸地名が認められる。地元の人々の話では「谷戸は、両側から山が覆い被さっていて、水がじくじくしている。田なんか利用されるどん詰まりのようなどころ」として理解されている。また、例外的に神奈川県鎌倉と金沢区南部にヤツ地名が多く認められる。鎌倉ではヤツで云ったりヤトで云ったりし、二つを区別なく、普通名詞として「平地が山に入り込んだ処」とかの意味で使われる。また、「水のない澤なんかは谷戸ではない」ともいう。つまり、山間の山裾からしみでる水のある小平地を、農村時代の谷戸、谷津の語義であるといい、会話では全く同義語らしい。

これに対し、ヤチは広い湿地の地名である。栃木県文書館では、ヤチとは湿地、水が湧いたりして水田耕作をするところ、平地で用いられた後々まで湿地の意として残った。

ヤ、ヤト、ヤツはもともとは、草の生えた湿地のことだったらしいが、古い農村開発時代に、関東南部では山合いの低湿なところが稲作適地として使われ、その結果、山に入り込んだ土地のこととして理解されるようになったのではないかと。それに対しヤチは湿地の意味だけが残る、現在はヤチとヤツ、ヤトはちがう言葉(語義)となっているとされる。

#### ③今尾 恵介<sup>4)</sup>

今尾恵介は、水に関する認識を以下のように述べている。

人間が地形を認識する一番の基本が水であり、それは水の得られる谷、沢である。これらの語意について、地名にも地方差があり、「沢」の分布は関東に、「谷」は関西に多い(地名研究家 吉田茂樹、談)。しかし、この分布は単に東日本と西日本によって分けられるのではなく、フォッサマグナによって分けられる。

関東の沢は主に山地にあり、丘陵などの谷は「ヤ・ヤ

ツ・ヤト」と読むことが多く、関西では谷をヤと読むことは少ない。クボは、文字通り窪んでいるところ。また、小さな谷、山中の平坦地を示す。サコは主に西日本に分布し、谷より小さいものをしめすといっている。

#### ④ 武光誠<sup>5)</sup>

武光誠は、今尾の意見に関連して、谷と沢について、一般に東日本では「沢」が多く使われ、西日本では「谷」が多い。「沢」と「谷」の使い分けは、そのあたりの住民の山間の土地に対する接し方によって生じたのだろう。川沿いに奥地に上って獲物を捕ることを楽しむ人々は、そこを「沢」と呼んだ。そういったところを危険で役に立たない土地と見る人は「谷」の語を用いた。富山県では谷を、長野県では沢をよく使う。谷と沢の使い分けから東日本と西日本の方言との境を引こうとする考えがある。これに従うと富山は西、長野は東になる。しかし、谷と沢の違いは、そこに住む人々の生活の中から生まれてきたものであり、単に方言の違いで結びつけるものではないと云っている。

また、地形との関連において。沢を開いて作られた地名が沢田、谷に田を作ったところが谷田(タニダ)であり、谷田を「ヤタ」と読む場合がある。これは、谷が山と山の間に入り込むさまを「ヤ(矢)」と言い表したことによる。

「谷」を関西ではタニと呼び、関東地方を中心にヤと呼ばれる。この仲間に「谷地」「八地」「野地」「屋地」などがあり、千葉を中心に「ヤツ」(谷、谷津)と書く地名がある。また、「谷戸」「矢戸」「屋戸」「谷当」などやとも関東に多く存在する。これは「谷の戸」つまり「谷の入り口」をさし、それは谷のもっとも奥まったところで自然の湧き水が出る土地であったと云っている。

#### ⑤松尾 俊郎<sup>6)</sup>

松尾俊郎は、関東の谷のつく地名の内「一カヤツ」(鎌倉の扇ガ谷村ギガヤツなど)で終わっている地名について、これは谷という意味ではなく「カイト」地名である可能性もあるといっている。このカイトであるが、近畿地方に垣内(カイト)の地名が非常に多く分布する。垣内は本来、字の示すように垣で囲まれた土地の区画を言う言葉であり、村の最小自治単位である場合が多い。関東地方特に南関東には谷戸(谷津)、〇ヶ谷戸、〇ヶ谷の地名が多いが、これらの中には「何カイト」当たるものもあると考えられる。

以上、5名の研究事例から総括すると、ヤトはヤ、ヤツ、ヤチと仲間であり、湿地を示す言葉であったと云うのは共通の認識のようである。

またヤト、ヤツは谷間の奥まったところを示す同義語であるが、ヤチは湿地の意味だけが残っているようである。

### 3. 「谷戸」といわれる場所の地形的特徴

#### 3-1 概要

地形、地質学的側面から、市域内の地形面区分に対応して「谷戸」がどのような地形的特徴をもっているのかを検討した。



地形面は、広くは「平坦なひとつづきの地形」という意味で用いられるが、地質学的には、「諸種の営力により、ほぼ同じ時代に同一原因により作られた地表面」<sup>1)</sup>であると定義されている。また貝塚は、「一つの地形面とは、ほぼ同じ性質をもつひとつづきの面であり、その性質とは 1)形態 2)地形形成物質 3)形成作用 4)形成時代である」<sup>2)</sup>と説明している。関東平野の丘陵や台地に用いられる地形面という語術は、丘陵、台地、段丘の形態をつくる水成層の河成層や海成層の堆積面であり、風成層である火山灰の降下堆積は、面の形態をつくるのには本質的な役割を果たしていないので面形成にはあずからない<sup>3)</sup>とみなされている。

本研究においては、丘陵、台地を開析して形成される谷や谷戸地形は、それらを形成する地質的な要素、及び開析にかかる時間的な要素が重要である関係あると考えた。このために、同一の要因、形成時間、形成物質でくられる地形面毎に開析谷の特徴を検討することによって、地形的な特徴が見いだせるものと考え、地形区分毎に分布する地形面についての開析谷の特徴を検討した。

### 3-2 地形・地質概要

#### 3-2-1 地形概要

横浜市域は、関東平野南部に位置し、丘陵、台地及び沖積低地に分類される。これらの地形は、隆起、沈降並びに氷河期の海水準変動（海進、海退）によって形成され、後述の形成時代に対応した地形面が形成されている（図3-2-1、3-2-2）。

これら丘陵、台地には雨水、地下水（湧水）及び河川等の侵食作用によって形成された開析谷が発達している。多くの開析谷は、谷斜面とある程度の幅をもち平坦

かつ勾配の緩やかな谷底平坦地が存在している。この谷斜面と谷底平坦地は、谷頭部付近の地形遷移点（遷緩点）によって比較的明瞭に境される。地形遷移点付近では、多くの場合湧水が認められる。谷斜面は侵食作用によって、また谷底平坦地は侵食後の谷の埋積によってできたと考えられるが、谷底平坦地の形成過程については定説はまだない。この谷底平坦地は地形的に三方を斜面で囲まれており、いわゆる谷戸地形といわれている地域を形成している。

#### 3-2-2 地質概要

市域内において、地表に現れるもっとも古い地層は、180万年以上前から約70万年以前に堆積した海成層の上総層群であり、一般に横浜地域での堆積層の基盤とされている。この上総層群は、市域南部の円海山周辺、多摩丘陵西北部及び帷子川南部において地表に露出するほか、丘陵、台地縁辺部において見ることが出来る。

上総層群の上位には、約64万年から約8万年前までの堆積層である相模層群が分布している。この相模層群は、河成、海成堆積物及び降下火山灰層（ローム層）より形成される。造盆地運動による地盤の隆起と沈降、海水準変動による侵食と堆積、火山活動によるローム層の堆積がからみあい、複雑な堆積構造をしている。

相模層群の上位には、約7万年前以降堆積物とされる新期段丘堆積層が分布する。相模原台地上では、相模川によって堆積された新期段丘堆積層の武蔵野礫層が不整合で堆積し、台地の主要部分を形成している。また、一部の地域では、河川沿いに新期段丘堆積層が小規模な河岸段丘を形成している。

また、後述の地形面を形成する丘陵及び台地は、新期ローム層（立川、武蔵野ローム層）によって覆われてお

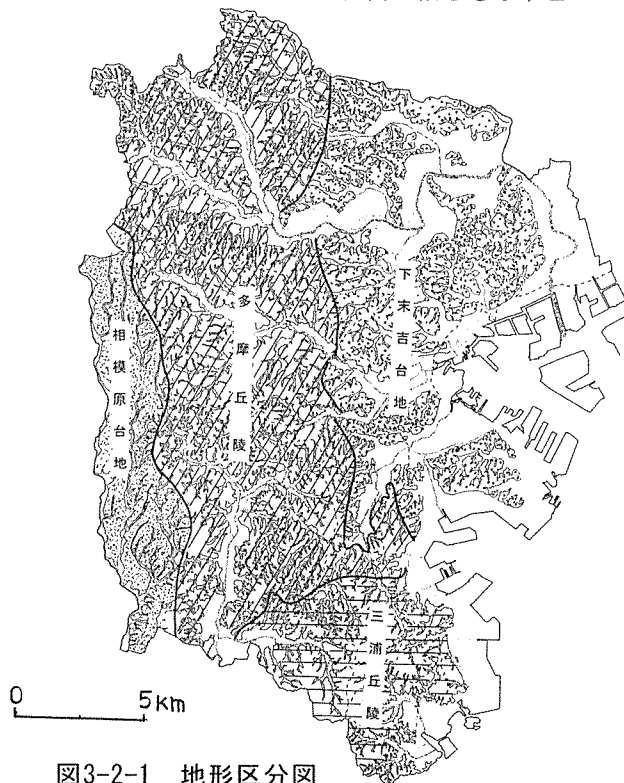


図3-2-1 地形区分図

地図は、横浜市環境科学研究所（1999）<sup>1)</sup> の元谷戸図を使用した。

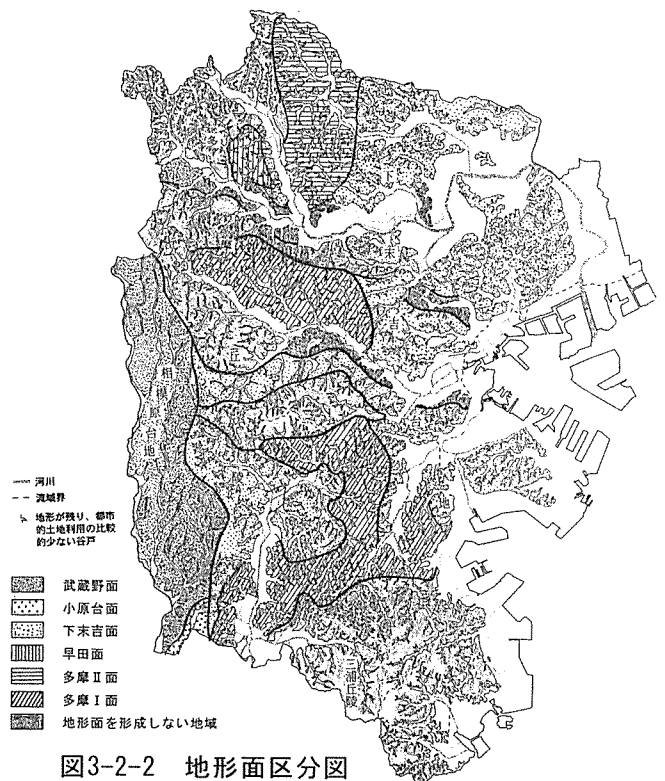


図3-2-2 地形面区分図

地図は、横浜市環境科学研究所（1999）<sup>1)</sup> の元谷戸図を使用した。地形面区分は、岡（1991）<sup>1)</sup> を引用、加筆した。

表3-2-1 横浜付近の地質層序と地形面

時代	年代 10 <sup>4</sup>	海水準 変動曲線	「横浜図幅」地域		「東京南西部図幅」地域		地形面	海進名		
			風成層	水成層	風成層	水成層				
完新世	1		黒ボク土	沖積層	黒ボク土	沖積層	立川面			
後期更新世	2		新期ローム層	立川ローム層 4	立川面構成層	立川ローム層 4	立川礫層	武蔵野面	武蔵野海進	
	6			武蔵野ローム層 5	段丘堆積物	武蔵野ローム層 5	武蔵野礫層 5			
中期更新世	7		新期ローム層	下末吉ローム層 12	下末吉層 20+	下末吉ローム層 5	下末吉層 10-	小原台面	小原台海進	
	10				小原台礫層		小原台砂層	下末吉面	下末吉海進	
	14			土橋ローム層 10+	戸塚層 20	土屋ローム層 6	寺尾層 10-		土屋海進	
	20								七国峠海進*2	
	24			舞岡ローム層 20	舞岡層 20	早田ローム層 5	鶴見層 30	早田面	早田海進	
	26				新沢層 10+	多摩IIローム層 8	おし沼砂礫層 10	多摩II面	おし沼海進	
	30									
	36			西根ローム層 7	西根層 14					下庭海進*2
	40			山王台				多摩I面		
	45			ローム層 20	上倉田層 30+	多摩Iローム層			上倉田海進	
新世	46		平戸ローム層 8							
	50			屏風ヶ浦層 60+		御殿峠礫層*1 10		屏風ヶ浦海進		
	58			長沼層 64+						
	70									
前期更新世	200			上総層群		上総層群				
鮮新世										

1) 三梨, 菊池 (1982) 2) 岡(1992)

地層名は、一般に地域ごとの研究により異なる。本研究における地層名は、横浜地域の図幅<sup>1)</sup>(三梨他, 1982)及び東京南西部の図幅<sup>2)</sup>(岡他, 1992)に示される層序を岡(1992)<sup>3)</sup>が編集した地層名を使用した。

図幅の範囲は国土地理院発行の5万分の1地形図「横浜」及び「東京南西部」の範囲と一意する。

地層名内の数値は最大層厚を示す。

地層境界の\_\_\_\_\_は整合 \_\_\_\_\_は不整合を示す。また||||は堆積の間隙を示す。

\*1 御殿峠礫層は研究対象地域には分布しない。

\*2 研究対象地域に影響しない海進。

り、厚さはおおむね10~15mである。

河川沿いや臨海部の沖積低地には、約2万年前の更新世後期から完新世にかけての河川堆積物である沖積層が堆積している。

なお、地層名については、原則としてその地層の模式地の地名+単位名で命名され、命名後は地層名を原則として替えないことになっている。このため本研究の範囲では表3-2-1<sup>3)</sup>に示される2つの地域の地層名を使用した。また、断りのない限り、地質の記載は岡(1991)<sup>3)</sup>による。

地質図を図3-3-2に、地域内の地質層序と地形面の関係を表3-2-1に示す。

### 3-3-4 各地形区分毎の特徴

#### ① 丘陵

市内の丘陵は、八王子方面から市域北西部をとおり南西部へと連なる多摩丘陵と、三浦半島から連なる市域南部の三浦丘陵が分布する。

これら丘陵は、開析が進み、地形面を形成する地域においても、頂部の平坦面は残されていない。

多摩丘陵は、市域内では標高90m~60m程度で北西から南東に向かって低くなっており、市域南部の三浦丘陵と接する。三浦丘陵との境界は、後述する多摩丘陵の多摩I面と三浦丘陵との境界をもって分けることができる。

この多摩丘陵の地形面は ①地形面を形成しない地域 ②50~46万年前と考えられる上倉田海進によって形成された多摩I面 ③約30万年前のおし沼海進によって形成された多摩II面 ④約24万年前の早田海進によって形成された早田面 ⑤約14.7~13.2万年前の下末吉海進によって形成された下末吉面の5つに区分される。また、中小河川沿いには武蔵野面、立川面を形成する河岸段丘が狭い範囲で分布する。地形面を形成する地域を遠望すると、丘陵頂部を直線に見ることができ、開析前には

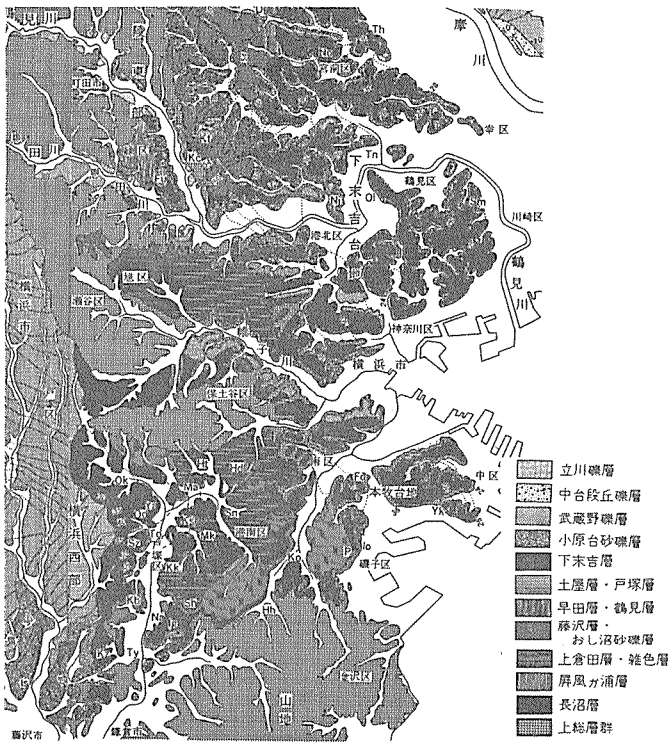


図3-2-3 横浜地域周辺の地質概要図(岡, 1991) 9)

平坦面を形成していたことがうかがえる。

三浦丘陵は、三浦半島の主体をなす丘陵であり、丘陵北端部に位置する。大丸山(156.8m)から円海山(153m)を中心に北へ向かって低くなっており地形面は形成されない。

② 台地

市域内の台地は、臨海部の下末吉台地と和泉川、境川流域の相模原台地が分布する。台地頂部は、平坦な地形をしており、相模原台地においてより広く平坦面が残されている。

下末吉台地は、海岸平野として約14.7~13.2万年前の下末吉海進によって形成された下末吉面が主体をなす。前述の多摩丘陵とは台地西側で旧海食崖によって境され

ている。台地頂部の標高は55~50m程度である。

相模原台地は、相模川によって形成された相模原市北部を扇頂とする開析扇状地である。台地標高は、瀬谷区北部では80m程度であり、南方に向けて高度を下げ、市城南西部の戸塚区俣野町周辺では40m程度である。

この相模原台地の地形面は ①約8~7万年前の小原台海進期に形成されたと考えられる小原台面 ②約7~6万年前の武蔵野海進期に形成されたと考えられる武蔵野面からなる。

③ 沖積低地

沖積低地は、海岸線及び河川沿いに分布し、平坦な地形を示す。この低地は、約2万年前の最終氷期に海水準が現在より100m以上低下していた時代に、河川の下谷作用によって丘陵及び台地が開析され、その後の海水準の上昇にともなって谷が埋められ形成されたものである。現在見られる平坦な地形は、縄文海進時に今より2~3m程度海水準が上昇したことにより形成されたものである。

3-3 地形面毎の開析谷の特徴

地形区分における地形面毎(図3-2-2)の開析谷の特徴をしめし、地形的に見た谷戸の特徴を検討する。

なお、検討に用いた地域は、現在、谷戸地形が比較的残されている地点<sup>9)</sup>から選定した。

3-3-1 多摩丘陵

① 地形面を形成しない地域

本地域は、1)市域北西部の鶴見川と恩田川に挟まれた地域 2)恩田川右岸の長津田周辺及び帷子川右岸の矢指から今宿周辺地域 3)名瀬川流域から二俣川流域の万騎が原、今井川流域の今井町周辺地域に分布する。

地形面は、相模層群形成期以前に上総層群が隆起していたために、相模層群形成期の海進の影響が高度的に及ばなかったため形成されず、丘陵頂部は開析され尾根が細く発達している。

この地域の地質は、上総層群によって形成され、固結した砂層及び泥層よりなる。また、地形の傾斜が大きいため、雨水等によって下末吉ローム層以前のローム層は流失し、新期ローム層が薄く堆積している程度である。

この地域の谷頂部の標高は、北西部の寺家源流で60m、岩川源流で95m、こども自然公園内の谷で84mである。谷頭部付近の谷底平坦部との比高はそれぞれ35m、55、61mである。また、平坦部の幅は谷頭部で20~25m、谷の出口付近で40~50mである。谷頭部での谷次数は2~3であり、谷は樹枝状に発達する。

表3-3-1 地形の特徴一覧表

地形区分	地形面区分	場所	標高 (m)		比高 (m)	谷次数	平坦面の幅 (m)	
			頂部	平坦面			谷頭部	谷出口
多摩丘陵	地形面を形成しない地域	寺家	60	35	25	3	20	40
		岩川源流	95	55	40	2	20	45
		こども自然公園	84	61	23	2	25	50
	多摩Ⅰ面	四季の森	80	40	40	3	20	45
		中堀川源流	80	60	20	2	20	40
		舞岡川源流	80	56	24	2	25	50
	多摩Ⅱ面	早淵川源流	80	50	30	2	20	40
		荏田	52	30	22	2	25	40
	早田面	北八朔町	60	35	25	2	30	50
		舞岡リサーチパーク	60	25	35	2	40	60
下末吉面	新橋	60-65	40	20-25	2	25	60	
	三浦丘陵	地形面を形成しない地域	氷取沢	100-150	60	40-70	3	20
瀬上沢		110	50	60	4	15	30	
下末吉台地	下末吉面	獅子ヶ谷	45	15	30	1	50	70
		三ツ池公園	40	15	20	2	40	50
相模原台地	武蔵野面	相沢川源流	80	55	25	1	30	40

## ② 多摩Ⅰ面

多摩Ⅰ面を形成する地域は 1)帷子川左岸の若葉台から上星川にかけての地域 2)舞岡川及び平戸永谷川源流域である。

1) 帷子川右岸の多摩Ⅰ面は、上倉田海進期に古東京湾の進入によって上総層群を侵食し海食台が形成された後、上倉田層の堆積により形成された堆積面である。

丘陵を形成する地層は、上総層群を基盤に上倉田層(下部礫層、中部砂層、上部シルト層)が不整合で堆積し、上位を多摩Ⅰローム相当層の山王台ローム層によって覆われている。

2) 舞岡川、平戸永谷川の源流域の多摩Ⅰ面は、上倉田海進期に戸塚湾の進入によって堆積した上倉田層によって形成された堆積面である。

丘陵を形成する地層は、上総層群を基盤に上倉田海進より1つ時代の古い屏風ヶ浦海進により堆積した長沼層(最下部砂礫=細砂・中粒砂・シルト、下部=砂質泥岩 中部=砂礫・砂、上部=火砕質中粒砂)屏風ヶ浦層(最下部層=砂礫・シルト、下部層=砂礫・細粒～中粒砂・シルト、中部層=スコリア質シルト、上部=砂泥互層)が堆積している。その上位を上倉田層以上の堆積層(上倉田層、山王台ローム層、西根層、西根ローム層、新沢層、舞岡層、舞岡ローム層、戸塚層、土橋ローム層)が海進期の海成堆積物、海退期の河成堆積物、ローム層を1つのサイクルとして複雑に堆積している。その上位には、下末吉ローム層以上の風成層が堆積している。

源流の丘陵頂部の標高は、四季の森公園、中堀川源流及び舞岡川源流部で80m程度であり、谷頭部付近の谷底平坦地との比高はそれぞれ40m、20m、22mである。また、平坦面の幅は、谷頭部付近で20～25m程度、谷の出口付近では40～50m程度である。

谷の次数は谷頭部で2であり樹枝状に発達する。

## ③ 多摩Ⅱ面

本地域は、鶴見川と早瀬川との間に荏田から新石川にかけての地域に広がる。

多摩Ⅱ面は、おし沼海進期に古東京湾の進入によって上総層群を侵食し海食台が形成された後、海成層のおし沼砂礫層の堆積により形成された堆積面である。

丘陵を形成する地層は、上総層群を基盤におし沼砂礫層(砂礫層、砂層、泥層)が不整合で覆い、上位は多摩Ⅱローム層以上のローム層が堆積している。

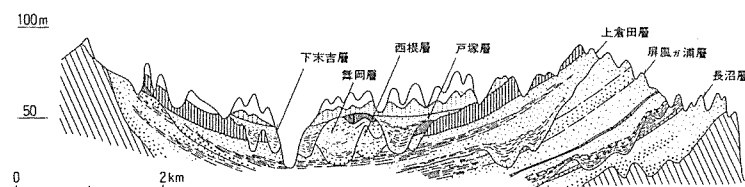


図3-3-1 横浜西部の模式断面図 (kikuchi, 1977)<sup>10)</sup>

本図は、戸塚区長沼から戸塚町、岡津町を結ぶ南北断面図。

海進時に堆積した地層を、海退時に河川が浸食し、谷を形成し、次の海進によって谷が埋め立てられ地形面が形成されている。海進、海退の間には、降下火山灰層の堆積が見られる。

谷頂部の標高は、早瀬川源流域では80m程度、荏田付近では55m程度であり、谷頭部付近の谷底平坦地との比高は30m、22mである。平坦面の幅は谷頭部では20～25m程度であり、谷の出口付近では、40m程度である。

谷頭部付近の谷次数は2であり樹枝状に発達する。

## ④早田面

本地域は恩田川と鶴見川の合流地点付近の両河川に挟まれた比較的狭い範囲で分布する。

早田面はおし沼礫層堆積後に早田海進によって堆積された鶴見層(礫層、泥層、シルト層)によって形成される堆積面である。

丘陵を形成する地層は、上総層を基盤におし沼礫層、鶴見層が堆積し、上位は新期ローム層で覆われている。

なお、早田面は分布範囲が狭く、開析する谷は現在わずかに1箇所が残るだけとなっている。

谷頂部の標高は60m程度であり、谷頭部付近の谷底平坦地との比高は25m程度である。平坦面の幅は谷頭部では30m程度であり、谷の出口付近では、50m程度である。

## ⑤下末吉面

下末吉面を形成する地域は 1)帷子川支流の二俣川及び合流点より下流の帷子川流域 2)柏尾川支流の阿久和川源流域から小雀にかけて、及び平戸永谷川の上流域である。

1) 帷子川流域の下末吉面は、下末吉海進期に古東京湾に流下していた古相模川の一部である古帷子川の河床堆積物である下末吉層によって形成された堆積面である。

下末吉面を形成する地層は、上総層群を基盤に、戸塚層(保土ヶ谷礫層)下末吉層(砂礫、砂)が堆積し、上位を下末吉ローム層以上のローム層に覆われている。

この地域を源流とする谷は二俣川上流の東希望が丘付近に分布していたが、現在は地形改変により残されていない。

2) 柏尾川流域の下末吉面は、下末吉海進期に戸塚湾の侵入によって、前述の多摩丘陵Ⅰ面を形成する舞岡川、平戸永谷川源流域の西部を侵食後、堆積した下末吉層により形成された堆積面である。

丘陵を形成する地層は、上総層群を基盤に、下末吉層より下位の相模層群(上倉田層から下末吉層までの水成層及びローム層)を下末吉層(岡津町から平戸町の中下部=砂礫層・砂層・シルト層、岡津町の上層=泥層、平戸町の上層=砂層、戸塚町付近=中粒砂)が不整合で覆い、上位は下末吉ローム以上の風成層で覆われている。

谷頂部の標高は、舞岡リサーチパーク付近及び新橋付近では約60mであり、谷頭部付近の谷底平坦地との比高は、35mと20～25mである。平坦面の幅は、谷頭部付近では25～40mであり、谷の出口付近では60m程度である。谷次数は2であり谷は樹枝状に発達する。

## 3-3-2 三浦丘陵

三浦丘陵は、前述のとおり地盤の隆起によって

形成された円海山を中心とする標高約120～150mの丘陵である。

地形面は、相模層群形成期以前に上総層群の隆起が始まっていたため、海進の影響が高度的に及ばず形成されていない。丘陵頂部は開析され尾根が細く発達している。

この地域の地質は、固結した砂層及び泥層よりなる上総層群が山頂部まで分布している。また、地形の傾斜が大きいため、雨水等によって下末吉ローム層以前のローム層は流失し、新时期ローム層が薄く堆積している程度である。

谷頂部の標高は、瀬上沢及び氷取沢源流域では、110～150m程度であり、平坦面との比高は50～100程度である。

平坦地の幅は、谷頭部付近で20m程度であり、谷出口付近では25m程度である。

谷頭部付近の谷次数は3であり、谷は羽毛状、格子状に発達する。

### 3-3-3 下末吉台地

本地域は下末吉面からなり、鶴見川から磯子までの間の海岸沿いに形成された台地であり、台地西部において多摩丘陵と旧海食崖によって境されている。

下末吉面は、下末吉海進期に古東京湾の進入によって海食台が形成された後、海成層である下末吉層の堆積により形成された堆積面である。

台地を形成する地層は、鶴見川から神奈川にかけての地域の台地中央から東側では、上総層群を基盤に相模層群の鶴見層（基底礫層、下部シルト層、中部砂層・泥層）と寺尾層（基底礫層、シルト層）及び下末吉層が覆っている。

台地中央より西側では、上総層群を下末吉層が直接覆っている。

また、山手から本牧にかけての本牧台地及びその周辺では、南部では上総層群を屏風ヶ浦層が、北部では戸塚層（保土ヶ谷礫層）が覆い、その上位を下末吉層覆っている。一部地域は、上総層群を下末吉層が不整合で直接覆っている。この下末吉層上位は、下末吉ローム層以上のローム層に覆われている。

下末吉面を開析する谷の頂部標高は、40～45m程度であり、谷頭部付近の谷底平坦地との比高は25～30m程度である。

谷の幅は、谷頭部付近では40～50mであり、谷の出口付近では50～70mである。

谷次数は1から2であり、谷は樹枝状に発達する。

### 3-3-4 相模原台地

#### ① 小原台面

小原台面は、市域内の柏尾川最下流部右岸に分布する。

本地域を谷頭部とする開析谷は分布しないために、考察から除外する。

#### ② 武蔵野面

本地域は、市域内の境川、和泉川流域に分布する。

武蔵野面は武蔵野期に古相模川の堆積作用によって形

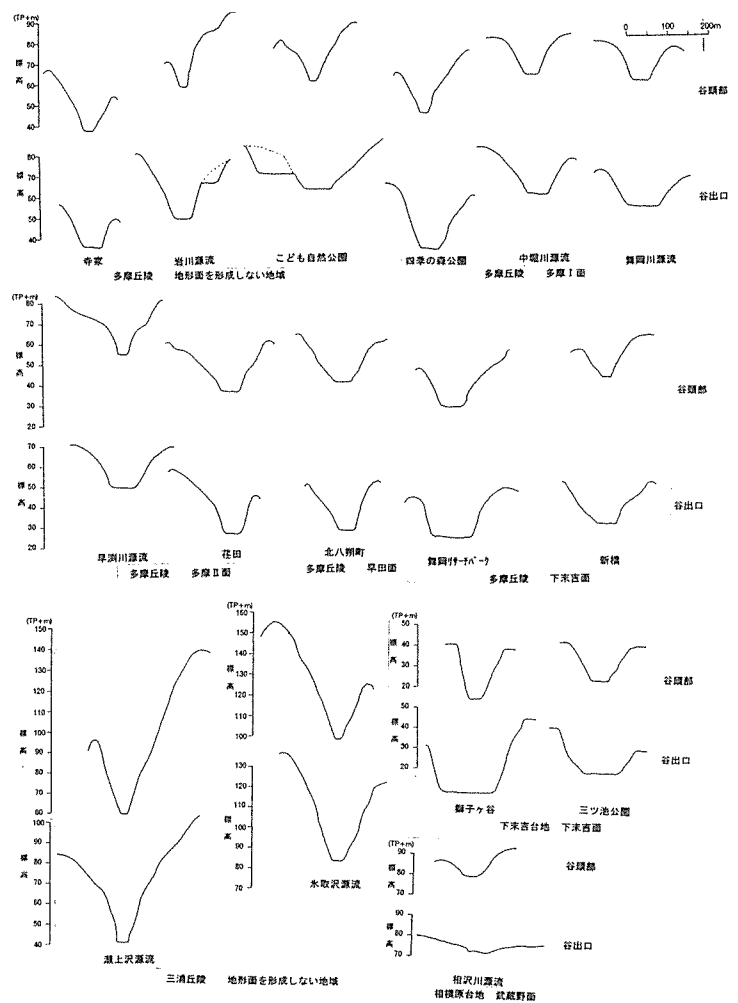


図3-3-2 地形面毎の谷底平坦地の断面図

地形面を形成しない三浦丘陵では、谷底平坦地に対して、平坦面から頂部までの比高が他に比べて大きい。

武蔵野面を形成する相模原台地では、谷底平坦面から頂部までの比高が他に比べて小さく、断面形状も非常に緩やかである。

成された武蔵野礫層で形成された堆積面である。

台地は、武蔵野ローム層以上のローム層で形成される。また、俣野町の天王の森周辺では、武蔵野礫層が地表に現れている。

本地域は、相模堆積盆といわれる構造盆地の東端にあたり、上総層群を相模層群が不整合で覆っている。台地上部には、武蔵野ローム以上の新时期ローム層を堆積している。

本地域に分布する谷は、境川支流で、源流が市域内でもっとも北に位置する相沢川源流部の標高は、台地上で90m程度、谷底で75m程度、比高15mである。

谷頭部付近の谷底平坦地の幅は谷頭部付近で30m程度であり、谷出口付近では50m程度である。

谷頭部付近の谷次数は1である。また谷は、本川に対し平行状に直線的に細長くのび、支谷はあまり発達していない。谷底低地の断面図を図3-3-2に示す。

## 4. 考察

### 4-1 地名の考察

### (1) 谷戸の示す場所

① 谷戸(ヤト)は谷津(ヤツ)と同義語であり、谷(ヤ)谷地(ヤチ)とも関係がある。これらはすべて湿地や湧水など水の存在に関係がある。

② 谷戸は谷の奥の湿地、水が得られるような場所を表しており、湧き水がでるような場所を示す言葉であると考えられる。

③ 治水技術や揚水、排水、かんがいなどの利水技術が未熟な時代に、比較的定常的に水が得られる谷底平坦地で稲作が行われた。

④ つまり、「谷戸」とは、谷の湧水のわき出る一帯で稲作(水田)可能な平坦地の存在を前提としているといえる。

### (2) ヤトの語源

① 語原については、柳田国男はアイヌ語で湿地を示す言葉であるといっているが、山田秀三の否定的な研究もあり、今後検討の必要があると考える。

② 谷戸地名が垣内(カイト)からきたものがあるということを柳田国男、松尾俊郎が指摘している。両者とも鎌倉の扇ガ谷(オキガヤツ)を例に示しており、今後谷戸地名を考えていく上で注意すべき点であると考えられる。

### 4-2 地形的な特徴

本研究では、市域の地形を多摩丘陵、三浦丘陵、下末吉台地、相模原台地の4つの地域に区分し、地形区分毎に存在する地形面 1)地形面を形成しない地域 2)多摩Ⅰ面、3)多摩Ⅱ面、4)早田面、5)下末吉面、6)武蔵野面の6つの地形面毎に谷戸地形の検討を行った。

① その結果、谷戸地形は、地形面を形成しない三浦丘陵に分布する谷戸、武蔵野面を形成する相模原台地に分布する谷戸、それ以外の地域の谷戸、の3つのグループに分けられると考えた。

② 三浦丘陵の円海山周辺の谷戸は丘陵頂部と谷底平坦地の比高が50~100m と他の地域に比べ大きい。また、谷底平野の幅は谷頭部付近で20m、谷出口でも25m程度である。これらのことから、谷戸の形態は、他の地域と比べ比高に対して平坦面の幅が狭く、谷頭部と谷出口付近で幅がそれほどかわらないことから、細長く深い谷戸地形を形成している。

この要因としては、地形の隆起量が大きいこと、形成時代が古いために開析は進んでいるが、市域の基盤をなす上総層群が直接現れている地域であるために他の地域に比べて側方へ侵食されにくく結果的に急峻な地形が形成されていると考える。

③ 相模原台地の武蔵野面を開析する谷は、頂部と平坦面との比高が15m程度であり他の地域に比べて小さい。平坦面の幅も30mであり、比高に比べ平坦面の幅が広い。また、支谷はあまり発達せず、谷が直線上に伸びる幼年期の形態を示している。ことから、谷戸は開放的な形態をしている。

この要因としては、地形面の形成時期が約7万年前と谷地域に比べ比較的新たにしく、開析が十分に進んでいないためであると考えられる。

④ 他の地域では、頂部と平坦面との比高は20~40m程度であり、平坦面の幅も谷頭部付近で20~30m、谷出

口付近で30~50m程度で谷の形態に大きな差異は認められない。

要因としては、多摩丘陵の地形面を形成しない地域を除いては、地形面を形成する地層は約64~14万年前に堆積した相模層群の水成層であり、上位にはローム層を堆積させている。個々の地形面の堆積状況の相違は認められるが、この程度の相違では、谷戸の地形に大きな相違は生じないと考えられる。

⑤ 丘陵、台地上には10m~15mの層厚で新期ローム層が堆積している。これに対し、相模原台地の開析谷の形態が幼年期の形態を示すことから、相模原台地においては、新期ローム層堆積後に開析谷の形成が開始されたと考えられ、他の地域では、新期ローム層堆積前にすでに谷が発達していたと考えられる。

地域的な谷戸地形の違いを把握しておくことは、谷戸の保全や復元また土地利用や谷戸の生態系を考えていく上で基礎的な資料になると考える。本研究では、谷戸地形について、地形面区分毎に谷戸地形の特徴を考察した。結果として、多摩丘陵の地形面を形成しない地域については、円海山周辺と同様な地質構造を示すが、地形的には異なる特徴を示し、若干の検討課題を残した。

また、谷戸地形は、地形面を形成しない三浦丘陵と武蔵野面からなる相模原台地では特徴的な形態を示すが、下末吉面からなる下末吉台地及び地形面を形成しない地域、多摩Ⅰ面、多摩Ⅱ面、早田面、下末吉面からなる多摩丘陵では、有意な特徴の違いは認められなかった。

今後、エコシティの形成を検討していく上では、谷戸を地形的側面から捉えた場合、1)三浦丘陵、2)相模原台地、3)多摩丘陵及び下末吉台地をそれぞれ1つの単位として考えることができる。

### 引用文献

- 1) 横浜市環境科学研究所：エコシティ研究－自然共生とに向けて－、p55-83 (1999)
- 2) 柳田国男：地名の研究、角川文庫、p315 (1968)
- 3) 山田秀三：関東地名物語、草風館、p161 (1990)
- 4) 今尾恵介：日本の地名・都市名、日本実業出版社、p212 (1995)
- 5) 武光 誠：地名の由来を知る辞典、東京堂出版、p275 (1997)
- 6) 松尾俊郎：地名の探求、新人物往来社、p280 (1985)
- 7) 高山茂美：地学事典、地学団体研究会編、平凡社、p810 (1996)
- 8) 貝塚爽平：発達史地形学、東京大学出版会、p286 (1998)
- 9) 岡重文、関東地方南西部における中・上部更新統の地質、地質調査所月報、42、p553-563 (1991)
- 10) Kikuchi, T.: Pleistocene sea level change and tectonic movements in Boso Peninsula, Central Japan. *Geogr. Rep. Tokyo Metrop. Univ.*, 12, p77-103 (1977)
- 11) 三梨 昂 菊地隆男：横浜地域の地質、地域地質研究報告(5万分の1地質図幅)、地質調査所、p105 (1982)
- 12) 岡 重文 菊地隆男 桂島 茂：東京南西部地域の地質、地域地質研究報告(5万分の1地質図幅)、地質調査所、p148 (1984)

# 関東地域における横浜市の浮遊粒子状物質の挙動

白砂 裕一郎（横浜市環境科学研究所）

Suspended Particulate Matter action of Yokohama City in Kanto area

Yuichiro Shirasuna (Yokohama Environmental Research Institute)

キーワード：粒子状物質，関東SPM

## 要旨

関東SPM合同調査では、太平洋高気圧に覆われ南寄りの風が卓越する夏期と、西高東低の冬型の気圧配置で大気安定する冬期に、一週間ずつ粒子状物質を粒径別に採取し調査を行っている。その結果の中から横浜を含めた臨海地域および清浄地域を選び、粒子状物質濃度、炭素成分濃度および気象データをもとに、関東地域における挙動を調べた。横浜の夏期調査におけるTSP濃度は26.9～71.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で、平均値は43.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。濃度分布は首都圏で高い傾向を示した。粒径別濃度をみると、微小粒子側で都心よりも遠隔地の埼玉県寄居、清浄地域の東京都小河内、神奈川県松田が高濃度になる年があった。冬期調査における横浜のTSP濃度は43.2～59.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で、平均値は51.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。濃度分布は、関東南部の首都圏周辺地域から都心に向かって徐々に上昇し、首都圏臨海部から内陸の戸田で最高濃度を示す傾向があった。また夏期、冬期とも年度によって粒子状物質濃度にかなりの差がみられた。調査期間中の気象によって濃度および地域分布が大きく異なった。

## 1. はじめに

浮遊粒子状物質による大気汚染は一地方自治体にとどまらず広域的な問題となっていることから、一都三県公害防止協議会のもとで一都七県三市の自治体で関東SPM検討会を設け、情報交換をすると共に汚染実態及び発生源の把握を目的とした広域調査を実施している。本報は平成5年度から平成9年度に行った合同調査結果をもとに、関東地域における横浜市の粒子状物質の挙動を、気象および炭素成分等からまとめたものである。

横須賀：横須賀市役所	横須賀市小川町11
川崎：川崎市公害研究所	川崎市川崎区田島町20-2
江東：東京都環境科学研究所	江東区新砂1-7-5
戸田：戸田蔵保健所	戸田市戸田39
寄居：寄居小学校	大里郡寄居町寄居206
小河内：小河内貯水池管理事務所	西多摩郡奥多摩町原3
松田：神奈川県寄移動測定所	足柄上郡松田町寄
	(犬越路：神奈川県大気測定局 山北町中川927-2)

## 2. 調査方法

### 2-1. 調査期間

平成5年度：7月26日10時～7月30日10時，  
11月29日10時～12月3日10時  
平成6年度：8月1日10時～8月5日10時，  
12月5日10時～12月9日10時  
平成7年度：7月31日10時～8月4日10時，  
12月4日10時～12月8日10時  
平成8年度：8月5日10時～8月9日10時，  
12月2日10時～12月6日10時  
平成9年度：7月28日10時～8月1日10時，  
12月1日10時～12月5日10時

### 2-2. 調査地点

測定地点を図-1に示す。

横浜：横浜市環境科学研究所  
横浜市磯子区滝頭1-2-15

臨海部3地点、首都圏周辺地域3地点、清浄地域2地点を対象地点とした。なお、平成9年度の松田については犬越路で行ったが、いずれも清浄地域であり便宜上松田と称す。

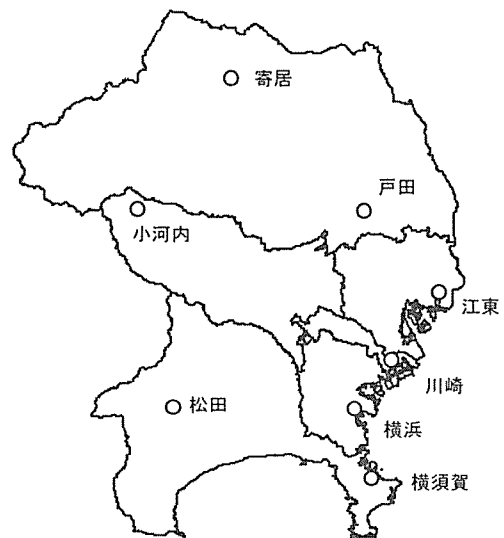


図-1 調査地点



### 2-3. 調査内容

浮遊粒子状物質の捕集は、アンダーセン・ローボリューム・エアサンプラーにより、2 μm未満の粒子（以下、微小粒子）と2～11 μmの粒子（以下、粗大粒子）を分級し行った。各地点2台のサンプラーを同時運転し、捕集用ろ紙は、分析項目に合わせて石英繊維ろ紙（PALLFLEX 2500QAT-UP）とフッ素系繊維ろ紙（ADVANTECポリフロン）をそれぞれ装着した。石英繊維ろ紙は炭素成分と多環芳香族炭化水素の試料に、またフッ素系繊維ろ紙は水溶性成分と放射化分析の試料に供した。合同調査における分析項目および分析方法は表-1に示す内容で行ったが、本報は炭素成分および水溶性成分中の二次粒子としてNH<sub>4</sub><sup>+</sup>、Cl<sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の結果をもとにまとめた。

表-1 各成分の分析方法

炭素成分	熱分離法 CHNコーダー (He雰囲気下600°Cで元素状炭素と有機炭素を分離)
金属成分	放射化分析法(立教大学原子力研究所) 短寿命核種(V, Al, Mn, Cl, Na, Ca, Cu, Br, Ti, Mg)
水溶性成分	イオンクロマトグラフ法(純水/エタノール超音波抽出) (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Cl <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )
多環芳香族炭化水素	高速液体クロマトグラフ法(ベンゼン/エタノール超音波抽出) (B(k)F, B(a)P, B(ghi)P)

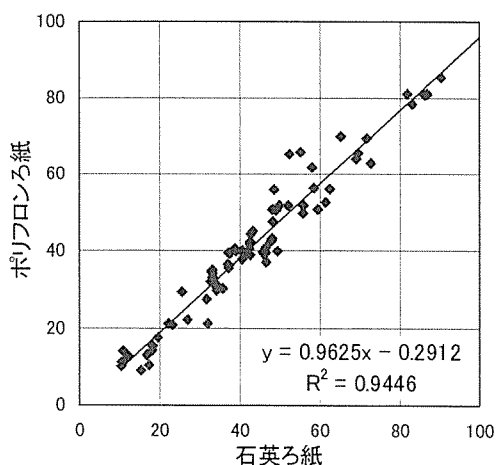


図-2 二種のろ紙による測定値の比較  
(TSP濃度 μg/m<sup>3</sup>)

### 3. 結果および考察

#### 3-1. 粒子状物質濃度

粗大粒子と微小粒子を合わせて全浮遊粒子状物質濃度（以下TSP）とし、二種のろ紙（石英、ポリフロン）による測定値を比較すると、両測定結果は図-2に示すように概ね一致し（X：石英ろ紙、Y：ポリフロンろ紙、 $Y = 0.96X - 0.29$   $r = 0.972$ ,  $n = 74$ ）、両者に大きな差はないと考えられる。石英ろ紙の測定値は欠測がなく、また主要成分である炭素成分の分析に用いることから、以下の測定結果の記述については石英ろ紙による値を使用することとした。夏期調査の粒子状物質濃度結果を表-2、冬期調査の結果を表-3に示し、関東地域の各年度ごとの挙動を図-3、図-4に示す。

夏期調査における横浜のTSP濃度を5年間でみると、平成5年度が26.9 μg/m<sup>3</sup>と一番低く、7年度が71.7 μg/m<sup>3</sup>で一番高く、平均値は43.6 μg/m<sup>3</sup>であった。最高濃度の年と最低濃度の年とかなり差があった。これらの年度を清浄地域の結果（小河内と松田の平均値）と比較すると、5年度は30.5 μg/m<sup>3</sup>と横浜よりも高く、7年度は44.8 μg/m<sup>3</sup>であった。過去に独自に行った横浜市内と松田の調査結果によると、松田は一年を通してほとんど濃度変動が少なく、およそ20 μg/m<sup>3</sup>程度であった。これからすると、松田の7年度の結果は通常よりかなり高かったといえる。全地点的に濃度分布は関東南部の首都圏周辺地域から都心に向かって徐々に上昇する傾向がみられた。8年度はその濃度の差があまりなかった。

また、年度によっては横浜、横須賀と清浄地域との間にほとんど差がみられなかった。

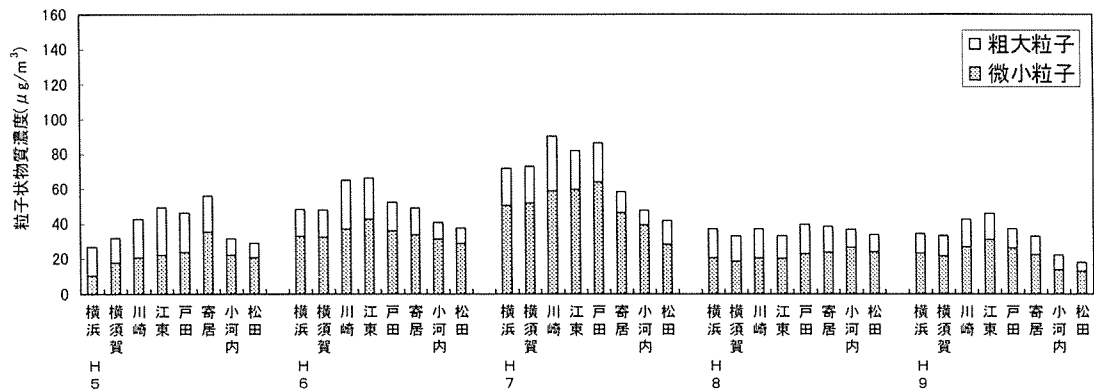
冬期調査による横浜のTSP濃度は、平成6年度が43.2 μg/m<sup>3</sup>で一番低く、平成5年度が59.4 μg/m<sup>3</sup>と一番高く、平均値は51.1 μg/m<sup>3</sup>であった。これらの年度を清浄地域の結果（小河内と松田の平均値）と比較すると、6年度は14.5 μg/m<sup>3</sup>、5年度は21.3 μg/m<sup>3</sup>であった。また、平均値は15.4 μg/m<sup>3</sup>であった。濃度分布は、関東南部の首都圏周辺地域から都心に向かって徐々に上昇し、首都圏臨海部から少し内陸に入った戸田で最高濃度を示す傾向がみられ、特に5年度は顕著であった。

表-2 浮遊粒子状物質濃度(夏期)

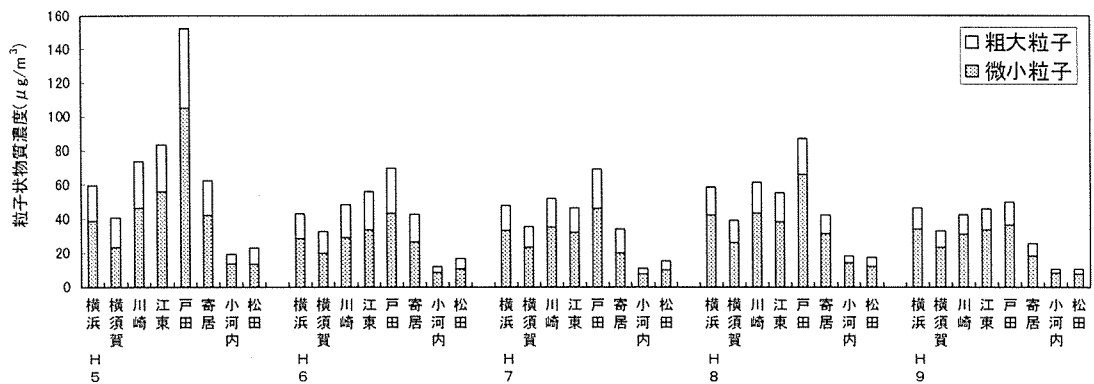
	H5			H6			H7			H8			H9		
	粗大	微小	TSP	粗大	微小	TSP	粗大	微小	TSP	粗大	微小	TSP	粗大	微小	TSP
横浜	16.5	10.4	26.9	15.3	32.8	48.1	21.2	50.5	71.7	16.5	20.6	37.1	10.9	23.3	34.2
横須賀	14.1	17.8	31.9	15.6	32.4	48.0	21.1	51.6	72.7	14.1	18.7	32.8	11.8	21.5	33.3
川崎	21.7	20.8	42.5	28.2	37.0	65.2	31.7	58.6	90.3	16.7	20.5	37.2	15.3	27.0	42.3
江東	27.2	22.2	49.4	23.8	42.6	66.4	22.2	59.7	81.9	13.1	20.1	33.2	14.7	31.1	45.8
戸田	22.5	23.9	46.4	16.2	36.1	52.3	22.3	64.0	86.3	16.6	23.0	39.6	11.0	26.3	37.3
寄居	20.3	35.5	55.8	15.2	33.8	49.0	11.6	46.4	58.0	15.0	23.7	38.7	10.7	22.4	33.1
小河内	9.5	22.2	31.7	9.2	31.3	40.5	8.6	39.2	47.8	10.3	26.6	36.9	8.2	13.9	22.1
松田	8.5	20.7	29.2	8.9	28.7	37.6	13.5	28.2	41.7	9.5	24.2	33.7	5.1	13.0	18.1

表-3 浮遊粒子状物質濃度(冬期)

	H5			H6			H7			H8			H9		
	粗大	微小	TSP	粗大	微小	TSP	粗大	微小	TSP	粗大	微小	TSP	粗大	微小	TSP
横浜	20.5	38.9	59.4	14.7	28.5	43.2	14.7	33.3	48.0	16.4	42.1	58.5	12.3	34.1	46.4
横須賀	17.0	23.6	40.6	12.7	20.0	32.7	12.2	23.5	35.7	13.0	26.1	39.1	9.5	23.6	33.1
川崎	26.9	46.6	73.5	19.2	29.3	48.5	16.7	35.3	52.0	18.1	43.3	61.4	11.4	31.1	42.5
江東	27.1	56.0	83.1	21.9	33.8	55.7	14.3	32.2	46.5	16.9	38.2	55.1	12.2	33.8	46.0
戸田	47.4	105.0	152.4	26.1	43.4	69.5	22.9	46.1	69.0	21.1	65.8	86.9	13.4	36.4	49.8
寄居	20.0	42.4	62.4	16.2	26.5	42.7	14.5	19.8	34.3	10.9	31.5	42.4	7.3	18.2	25.5
小河内	5.8	13.7	19.5	3.5	8.6	12.1	3.1	7.8	10.9	3.8	14.4	18.2	2.3	8.2	10.5
松田	9.9	13.2	23.1	6.3	10.5	16.8	5.2	10.1	15.3	5.3	12.0	17.3	2.8	7.6	10.4



図一3 夏期における浮遊粒子状物質濃度



図一4 冬期における浮遊粒子状物質濃度

### 3-2. 調査期間中の気象

調査期間中の気象概況（日本気象協会発行「気象」及び東京管区気象台発行「東京都気象月報」参照）は以下の通りである。

#### 3-2-1. 夏期調査時の気象

平成5年度（7月26日～7月30日）

7月26日は関東地方以西の太平洋側では大雨となったが、太平洋高気圧が徐々に張り出して27日には関東甲信地方で梅雨明けとなり、東京では初の熱帯夜になった。28日、29日は太平洋高気圧の圏内にあったが、台風6号の影響で関東地方でも激しい雨となった。

平成6年（8月1日～8月5日）

期間中は太平洋高気圧に覆われて暑い日が続いた。2日の夜に曇りになり、3日に最高気温36.2℃を記録した。

平成7年（7月31日～8月4日）

31日から1日は太平洋高気圧に覆われ晴れた。2日は東北地方南部の前線の影響で大気が不安定となり、夕方には所により雷が発生し、にわか雨があった。3日から4日は依然として東北地方中部から南部にかけて前線が停滞したが、高気圧の圏内にあり概ね晴れとなった。

平成8年（8月5日～8月9日）

5日は高気圧に覆われ晴れたが、夜に前線の通過があり雨となった。8日はオホーツク海高気圧に覆われて、朝のうち曇りで昼頃より晴れとなった。8日は関東地方に冷たい北東の風が入り曇りとなった。9日は高気圧に覆われ概ね晴れた。

平成9年 夏期（7月28日～8月1日）

28日は台風9号から変わった熱帯低気圧が東海沖に移

動して30日まで停滞し、この期間は雨または曇りとなった。31日からは天気が回復し、1日には太平洋高気圧に覆われて晴れとなった。

#### 3-2-2. 冬期調査時の気象

平成5年（11月29日～12月3日）

11月29日、30日は移動性高気圧が通過し、全国的に概ね晴天となり、このため夜間の放射冷却は強まり、八王子では今秋初めての冬日となる。12月1日には日本海を低気圧が通過し、雨や曇りの悪天候となるが、2日には移動性高気圧に覆われて小春日和となる。3日には前日からの暖かさ続き、横浜で22.3℃を記録する10月の陽気となった。

平成6年（12月5日～12月9日）

6日までは冬型の気圧配置となりよく晴れた。7日から8日にかけて高気圧に覆われ晴れた。9日は午後には寒冷前線が通過したため曇り、日中一時小雨があった。

平成7年（12月4日～12月8日）

4日は冬型の気圧配置が一時的に緩み関東地域では曇りまたは晴れとなった。5日は高気圧の張り出しで晴れた。6日から7日は冬型の気圧配置となり晴れ、8日はそれが強まり晴れて気温も低下した。

平成8年（12月2日～12月6日）

2日は冬型の気圧配置となり晴れた。3日から4日にかけては高気圧に覆われ晴れた。5日は発達中の低気圧が日本海を北東に進み、この低気圧に伴う前線が通過し、風雨が強まり夕方には雷を伴った。6日は冬型の気圧配置となり晴れた。

平成9年（12月1日～12月5日）

1日は日本の南岸を低気圧が通過し、その後低気圧は一時的に冬型となった。また、4日からは冬型が崩れて移動性高気圧に覆われた。このため期間中は、前半が曇りから雨、後半は晴れになった。

### 3-3. 調査期間中の風向・風速

図-5、図-6に夏期、冬期調査の平均風向および平均風速を示す。なお、平成8年度の各地点の風向は明らかに他の年度と異なるため平均からはずした。

#### 3-3-1. 夏期調査時の風向・風速

関東南部の地域から都心部では南から南西方向の風が吹いている地点が多い。なお、都心から離れた寄居では東方向と西方向の風が吹き、風速も弱まった。これは、埼玉県西部に位置する寄居の周囲の地形的な影響によるものと考えられる。また、山間部清浄地域の松田では北から北西にかけての風が主風向方位となっていた。これらの状況が夏期の調査地点の風向および風速をおおよそ代表しているものとする。

他年度と異なった8年度の詳細は、調査期間の前半は移動性高気圧が日本海北部から東北地方を通過したため、調査地点では東寄りの風が吹きやすい状況であった。後半はオホーツク海高気圧が張り出したため、北東気流の影響を受けた。このため期間中の風向は北北東から東が多かった。また、風速は横浜で3 m/sを超え、内陸部の地点では2 m/s未満であった。

#### 3-3-2. 冬期調査時の風向・風速

冬期は、西高東低の冬型の気圧配置で北西の季節風が吹きやすい状況下にあったため、北寄りの風および南西方向の風が入り込んでいる地点が多かった。また、横浜および横須賀ではその他に南西方向の風が吹いていた。これは、発達中の低気圧が本州を通過し、温暖前線の通過後に寒冷前線が通過するまで南西系の風が吹いたため、特に関東南部ではその影響を強く受けた南西風の風配図となったものと考えられる。横浜、横須賀では3 m/s以上の風速を記録した年もあった。なお、寄居では西方向の風が吹いており、周囲の地形的な影響と考えられる。

### 3-4. 炭素成分

炭素成分濃度の分析結果を、夏期、冬期それぞれ表-4、表-5に示す。

#### 3-4-1. 粗大粒子中の炭素成分

夏期、冬期調査の粗大粒子中の元素炭素（以下EC）および有機炭素（以下OC）の濃度分布を図-7、図-9に示す。ECの濃度分布は、夏期、冬期ともに粗大粒子濃度とほぼ同様な傾向にあった。OCの濃度分布は、夏期ではやや異なり、地点間差が小さく特徴が認められなかった。冬期は年度によって同様な傾向を示す年と示さない年があった。

〔粗大粒子中の炭素成分〕／〔微小粒子中の炭素成分〕濃度比を比較すると、ECはおおよそ1～2割程度、OCは5割前後となり、炭素成分は粗大粒子中にも多く存在する。炭素成分の発生源排出形態を考えると、炭素成分は燃焼粒子の主要構成成分で、その存在粒子径が2 μm未満の微小域にある。しかし、炭素成分は大気中の粗大粒子中にも主要な構成成分として存在し、粗大粒子濃度と同様

な濃度分布を示す。加えて土壌系粒子の指標成分であるアルミニウムとも強い相関を示すが、これを土壌系粒子に存在する炭素成分量だけでは粗大粒子中の炭素成分濃度の合理的な説明はできない。これは、アンダーセンサーの分級特性精度（2 μm未満と2 μm以上の分級）に加えて、大気中において土壌系粒子などの粗大粒子に微小な炭素成分やガス状有機物質が吸着したり、自動車排出粒子やアスファルトに汚染された粒径の大きい道路ダストなどの堆積物が飛散することなどが主な要因と考えられる。

#### 3-4-2. 微小粒子中の炭素成分

微小粒子中のECおよびOCの濃度分布を図-8、図-10に示す。平成5年度の夏期では、ECおよびOC濃度は、関東地域の南部に位置する横浜、横須賀、川崎より、都心から埼玉、小河内にかけて高かった。とりわけ本調査において清浄地域としている東京西部の小河内では、炭素成分濃度は首都圏並のレベルを示し、特に有機炭素は各地点の最高値を示した。また、本調査で最も北に位置する寄居では首都圏より濃度が高かった。このことは首都圏および東京湾臨海地域から排出された元素炭素、有機炭素が遠隔地に移流したこと、加えてガス状有機物質が移送過程で元素炭素に吸着あるいは二次生成粒子になったことを示しているといえる。

また、6年度～9年度の夏期ではそれと異なり、ECおよびOCは清浄地域の松田、小河内と神奈川南部の横須賀で低く、関東南部から北部の横浜、川崎、東京にかけて濃度は徐々に上昇し、埼玉で低くなった。例年の測定結果では、南寄りの風が卓越しているため埼玉北部の寄居まで濃度が高く、しばしば寄居では、ECおよびOCとも最高値に近い濃度を示すことがあるが、この年の寄居の結果は例年とやや異なり、特にEC濃度が低く横須賀や松田と同程度となった。これは例年と比較して、首都圏及び東京湾臨海地域から排出されたEC、OCや二次生成有機炭素の遠隔地への移送が小さかったと判断される。一方、冬期では、ECおよびOC濃度は微小粒子濃度の濃度分布と同様な傾向を示し、首都圏の各地点で高く、都心から遠隔地の横須賀、寄居及び清浄地域の松田、小河内で低かった。

#### 3-4-3. 微小粒子中の〔有機炭素／元素炭素〕濃度比

移動発生源と二次生成の有機炭素の影響をみるため、5年間の微小粒子中の〔OC/EC〕の濃度比を図-11に示す。夏期での〔OC/EC〕値は、清浄地域の松田、小河内や都心から離れた横須賀などの地点で大きく、都心に近い測定地点では小さくなる傾向にあった。これは、首都圏のディーゼル自動車等から排出されたECが、一次あるいは二次生成のOCを吸着しながら遠隔地へ移送する過程を示していると考えられる。特に、5年度は他の年と比べ、松田、小河内、横須賀の〔OC/EC〕値がかなり大きかった。この年の夏期は、冬期に比べ光化学二次生成の有機炭素量が多かった可能性が考えられた。また、6年度～9年度の夏期について、都心から遠隔地の横須賀、寄居での〔OC/EC〕値は、5年度と異なり、都心との大きな差は認められなかった。したがって、これらの年の調査期間中は、二次生成の有機炭素量が少なかったと考

えられる。また、夏期と冬期で比較すると、各地点とも大きな差は認められなかった。このことは、夏期における光化学二次生成の有機炭素量が少なかったと判断される。

### 3-5. 水溶性成分

表-1に示した水溶性成分項目のうち、二次粒子構成成分の大部分をしめる $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ の和を求め二次粒子とした。粒子状物質濃度に占める二次粒子の寄与割合を夏期、冬期それぞれ図-12、図-13に示す。図-12をみると、粗大粒子側の平成5年度、8年度、9年度が同じ傾向を示しているのがわかる。すなわち、関東南部から都心、周辺地域にかけて徐々に減少した。なかでも5年度の横浜においては粗大粒子濃度に占める割合は19%と最も高かった。粗大粒子であるため遠隔地への移流拡散は考えにくい。これらは $\text{Cl}^-$ が大きく寄与していることが図にみられる。 $\text{Cl}^-$ は海塩粒子由来と考えられ、同じ海塩粒子由来である $\text{Na}^+$ と、 $\text{NaCl}$ として比較すると、それに対応する $\text{Cl}^-$ は少なく、 $\text{NaCl}$ と $\text{HNO}_3$ ガスとの反応により $\text{Cl}^-$ が減少したものと考えられる。また、6年度と7年度は異なる傾向を示し、 $\text{NO}_3^-$ の割合が大きいことがわかる。これは $\text{NaCl}$ と $\text{HNO}_3$ の反応により生成された $\text{NaNO}_3$ の影響で高くなったものと考えられる。 $\text{NH}_4^+$ は二次生成粒子由来であり、微小粒子側に多く存在するといわれている。調査結果においても夏期、冬期とも微小粒子側に偏在していた。 $\text{Cl}^-$ を夏期と冬期の微小粒子側で比べると、極端に夏期が低くなっていた。これは、 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 等の酸性ガスによるChlorine lossが起こったものと考えられる。 $\text{SO}_4^{2-}$ は、夏期の微小粒子側で高濃度であった。遠隔地の寄居や清浄地域の小河内、松田まで高くなっており、広域的な汚染状況を示していた。

## 4. まとめ

横浜の夏期調査におけるTSP濃度は $26.9\sim 71.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で、平均値は $43.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。清浄地域と比較すると、小河内は $22.1\sim 47.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で、平均値は $35.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、松田は $18.1\sim 41.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で、平均値は $32.1\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。濃度分布は首都圏臨海部で高い傾向を示した。粒径別濃度をみると、微小粒子側で都心よりも遠隔地の寄居、清浄地域の小河内、松田が高濃度になる年があった。冬期調査における横浜のTSP濃度は $43.2\sim 59.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で、平均値は $51.1\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。清浄地域と比較すると、小河内は $10.5\sim 19.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で、平均値は $14.2\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、松田は $10.4\sim 23.1\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で、平均値は $16.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。濃度分布は、関東南部の首都圏周辺地域から都心に向かって徐々に上昇し、首都圏臨海部から内陸の戸田で最高濃度を示す傾向がみられた。

炭素成分濃度は $2\mu\text{m}$ 未満の微小粒子側に偏在し、その濃度分布は夏期、冬期ともに微小粒子濃度と概ね一致した。夏期において、清浄地域としている東京西部の小河内の炭素成分濃度は首都圏臨海部並のレベルを示し、特に有機炭素は各地点の最高値になった年があった。また、最も北に位置する寄居では首都圏臨海部より濃度が高かった。このことは横浜を含めた東京湾臨海地域から排出された元素炭素、有機炭素が遠隔地に移送されていた

こと、加えてガス状有機物質が移送過程で元素炭素に吸着あるいは二次生成粒子になったことを示しているといえる。関東SPM合同調査では、太平洋高気圧に覆われ南寄りの風が卓越する夏期と、西高東低の冬型の気圧配置で大気の安定する冬期に、一週間ずつ粒子状物質を粒径別に採取し調査を行っているが、その期間中の天気次第で地点間の濃度分布が大きく異なった。また、夏期、冬期ともに粒子状物質濃度にかかなりの差がみられる年度があったが、調査期間中の気象、風向・風速などの常時監視データ、成分分析から汚染実態とその主要発生源はほぼ解明されたと考えられる。

## 文献

- 1) 秋山 薫, 渡邊武春, 鎌滝裕輝 (東京都環境科学研究所) 他: 平成5年度南関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書, 一都三県公害防止協議会(1993)
- 2) 小山恒人 (神奈川県環境科学センター) 他: 平成6年度南関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書, 一都三県公害防止協議会(1994)
- 3) 新井久雄, 白砂裕一郎 (横浜市環境科学研究所) 他: 平成7年度関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書, 一都三県公害防止協議会(1995)
- 4) 清水源治, 吉澤一家 (山梨県衛生公害研究所) 他: 平成8年度関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書, 一都三県公害防止協議会(1996)
- 5) 林 久緒, 松尾清孝, 岩淵美香 (川崎市公害研究所) 他: 平成9年度関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書, 一都三県公害防止協議会(1997)
- 6) 気象庁監修: 気象(1993~1997)
- 7) (財) 日本気象協会: 神奈川県気象月報(1993~1997)
- 8) 新井久雄, 佐保満夫, 白砂裕一郎 (横浜市環境科学研究所): 浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書(1989.3)

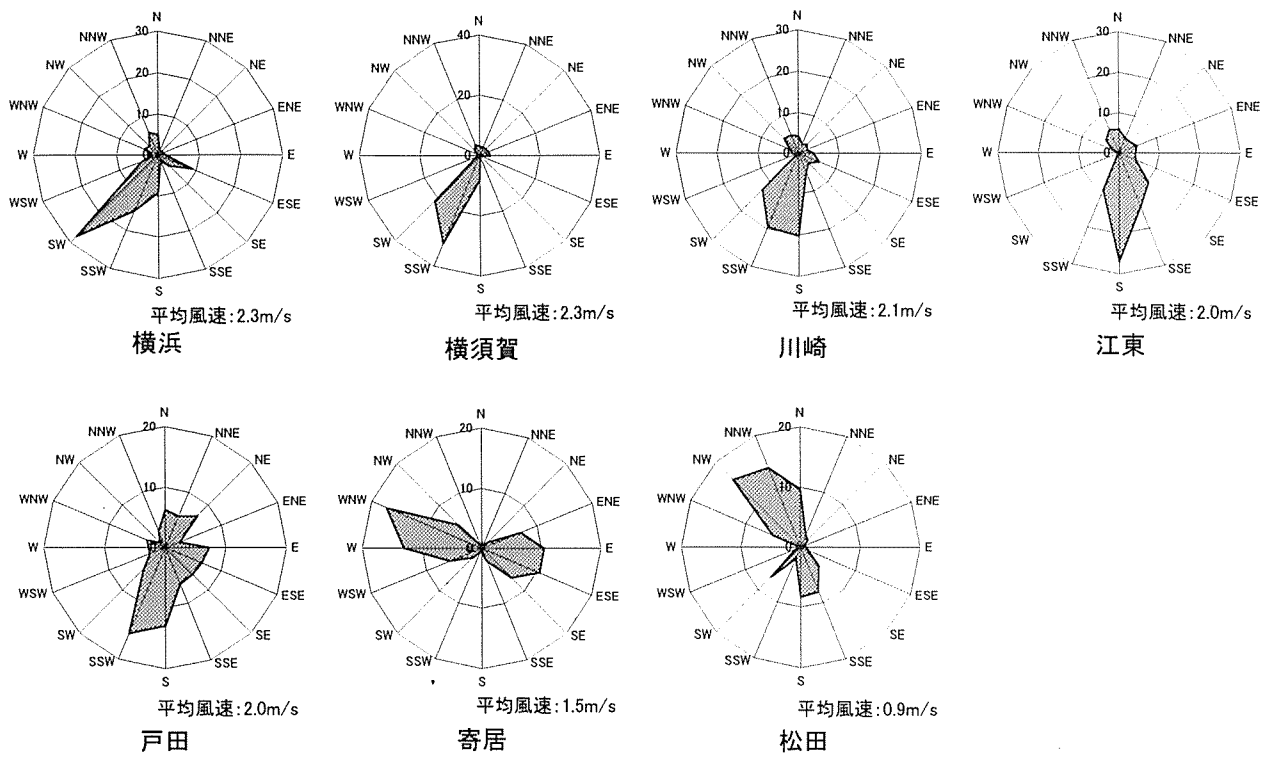


図-5 夏期調査期間中の風配図および風速(H5~H9の平均)

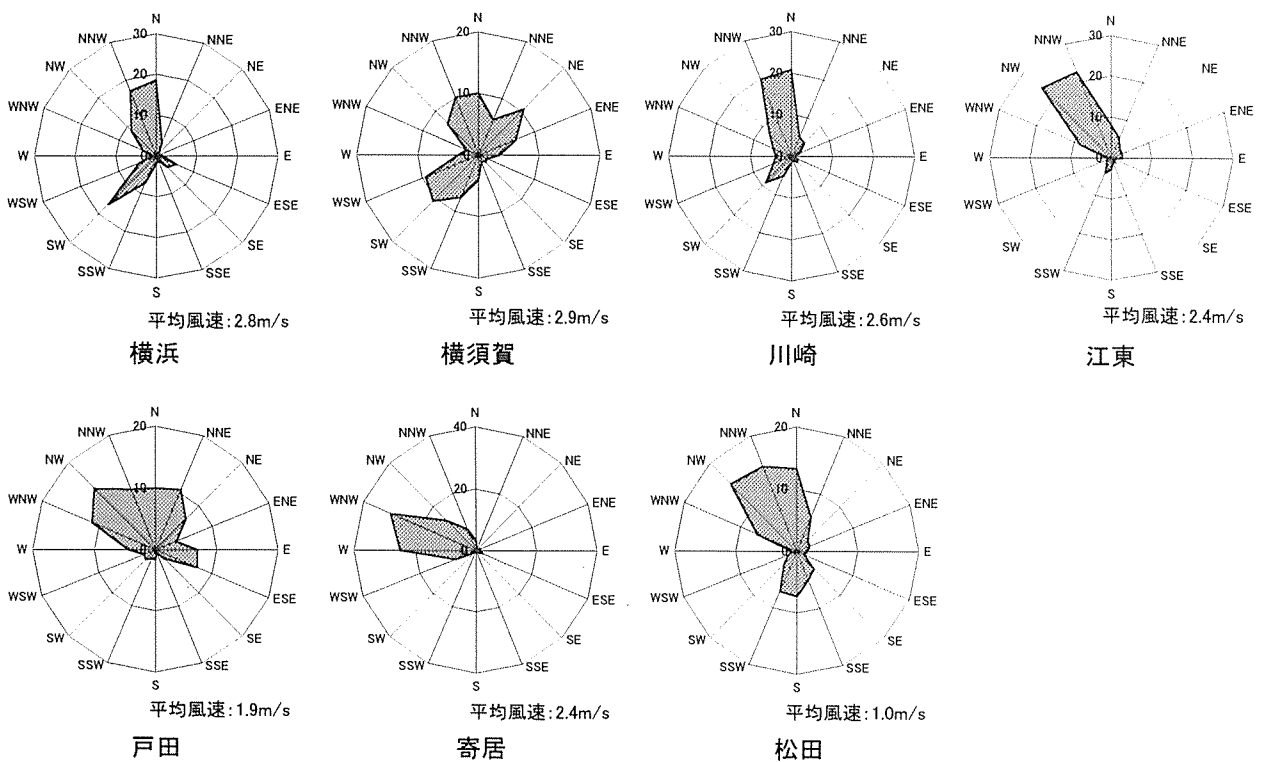


図-6 冬期調査期間中の風配図および風速(H5~H9の平均)

表-4 炭素成分濃度(夏期)

単位:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

粗大	H5			H6			H7			H8			H9		
	OC	EC	TC	OC	EC	TC	OC	EC	TC	OC	EC	TC	OC	EC	TC
横浜	0.5	0.2	0.7	1.9	0.9	2.8	1.5	1.7	3.2	1.3	1.3	2.6	0.8	0.8	1.6
横須賀	0.8	0.3	1.1	2.0	0.7	2.7	1.8	1.6	3.4	1.1	0.9	2.0	1.1	0.7	1.8
川崎	1.3	1.1	2.4	2.3	2.2	4.5	2.0	2.8	4.8	1.4	1.4	2.8	1.0	2.0	3.0
江東	1.7	1.3	3.0	2.6	1.6	4.2	2.2	1.9	4.1	1.5	1.2	2.7	1.0	1.5	2.5
戸田	1.7	1.0	2.7	1.9	1.1	3.0	2.2	2.7	4.9	2.0	1.2	3.2	1.1	1.0	2.1
寄居	2.1	1.0	3.1	3.1	0.8	3.9	1.9	1.0	2.9	1.4	1.0	2.4	2.4	1.2	3.6
小河内	1.9	0.6	2.5	2.5	0.6	3.1	1.7	0.9	2.6	2.5	1.3	3.8	2.5	1.0	3.5
小松	0.7	0.3	1.0	1.4	0.5	1.9	1.6	2.4	4.0	1.6	1.5	3.1	1.5	0.2	1.7
微小	OC	H5 EC	TC	OC	H6 EC	TC	OC	H7 EC	TC	OC	H8 EC	TC	OC	H9 EC	TC
横浜	1.0	1.6	2.6	3.9	7.6	11.5	4.3	10.6	14.9	3.8	5.8	9.6	1.0	4.9	5.9
横須賀	2.2	1.1	3.3	4.5	5.4	9.9	5.2	10.1	15.3	3.0	3.9	6.9	1.3	4.4	5.7
川崎	3.3	5.0	8.3	4.5	8.6	13.1	4.7	12.7	17.4	3.7	6.5	10.2	1.5	6.8	8.3
江東	3.3	6.7	10.0	6.3	11.1	17.4	5.4	14.2	19.6	4.2	6.5	10.7	1.7	8.1	9.8
戸田	3.5	6.6	10.1	5.0	8.9	13.9	7.1	16.7	23.8	4.9	5.3	10.2	2.0	6.2	8.2
寄居	4.8	7.3	12.1	5.3	6.0	11.3	6.0	9.6	15.6	4.2	5.3	9.5	2.3	6.3	8.6
小河内	5.7	4.4	10.1	5.9	5.9	11.8	5.3	8.4	13.7	5.2	6.5	11.7	1.5	3.1	4.6
小松	2.7	1.9	4.6	4.2	4.0	8.2	4.8	9.0	13.8	3.7	5.9	9.6	1.4	2.1	3.5

表-5 炭素成分濃度(冬期)

単位:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

粗大	H5			H6			H7			H8			H9		
	OC	EC	TC	OC	EC	TC	OC	EC	TC	OC	EC	TC	OC	EC	TC
横浜	1.5	1.6	3.1	1.6	1.1	2.7	2.0	1.8	3.8	2.3	2.0	4.3	1.3	1.5	2.8
横須賀	1.9	1.4	3.3	1.5	1.0	2.5	2.8	1.1	3.9	1.8	1.3	3.1	0.9	1.2	2.1
川崎	2.1	2.5	4.6	1.9	1.7	3.6	1.8	1.9	3.7	2.1	2.4	4.5	1.4	1.7	3.1
江東	3.1	2.7	5.8	4.0	2.0	6.0	2.2	2.0	4.2	2.5	2.3	4.8	1.4	2.0	3.4
戸田	5.4	4.5	9.9	3.2	2.1	5.3	3.0	2.7	5.7	3.5	2.8	6.3	1.9	2.1	4.0
寄居	1.6	1.2	2.8	1.6	0.8	2.4	1.5	0.9	2.4	1.7	1.4	3.1	1.3	0.7	2.0
小河内	0.3	0.4	0.7	0.6	0.1	0.7	0.6	0.1	0.7	1.3	0.6	1.9	0.5	0.3	0.8
小松	0.2	0.4	0.6	0.7	0.2	0.9	0.5	0.6	1.1	1.5	0.5	2.0	0.3	0.2	0.5
微小	OC	H5 EC	TC	OC	H6 EC	TC	OC	H7 EC	TC	OC	H8 EC	TC	OC	H9 EC	TC
横浜	5.2	10.0	15.2	4.0	7.5	11.5	4.4	10.1	14.5	5.1	11.1	16.2	4.2	8.4	12.6
横須賀	3.9	6.1	10.0	3.3	5.2	8.5	4.1	7.0	11.1	3.5	6.6	10.1	3.2	5.5	8.7
川崎	6.8	12.5	19.3	4.3	7.7	12.0	4.5	10.1	14.6	5.3	11.6	16.9	4.3	8.0	12.3
江東	9.1	15.0	24.1	5.9	11.1	17.0	5.2	10.3	15.5	6.5	12.1	18.6	5.1	9.8	14.9
戸田	14.6	23.8	38.4	6.5	10.6	17.1	7.3	14.2	21.5	9.4	17.3	26.7	5.9	9.9	15.8
寄居	6.7	7.9	14.6	3.9	5.0	8.9	3.0	4.3	7.3	6.1	7.0	13.1	4.2	4.2	8.4
小河内	2.5	3.2	5.7	1.7	1.9	3.6	1.6	2.1	3.7	2.9	3.5	6.4	1.7	2.1	3.8
小松	1.9	3.1	5.0	1.5	2.2	3.7	1.3	2.0	3.3	2.5	3.1	5.6	1.3	1.6	2.9

但し、OCは有機炭素、ECは元素状炭素、TCは全炭素（分析条件：分離温度He600°C）

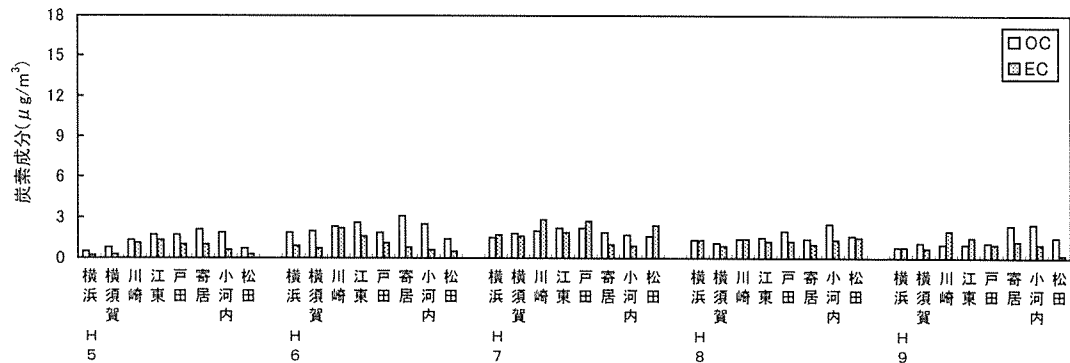


図-7 夏期における粗大粒子中の炭素成分(分離温度He600°C)

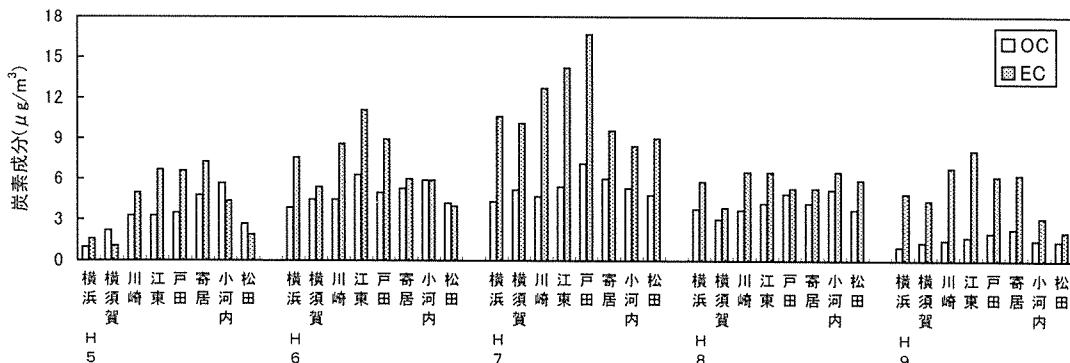


図-8 夏期における微小粒子中の炭素成分(分離温度He600°C)

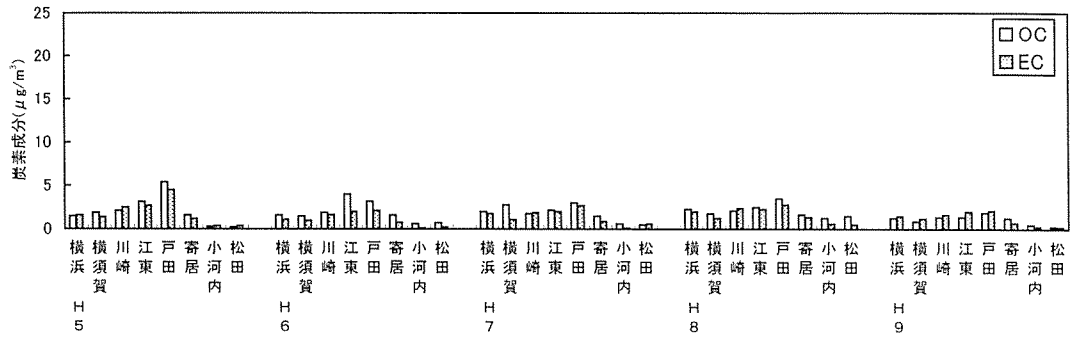


図-9 冬期における粗大粒子中の炭素成分(分離温度He600°C)

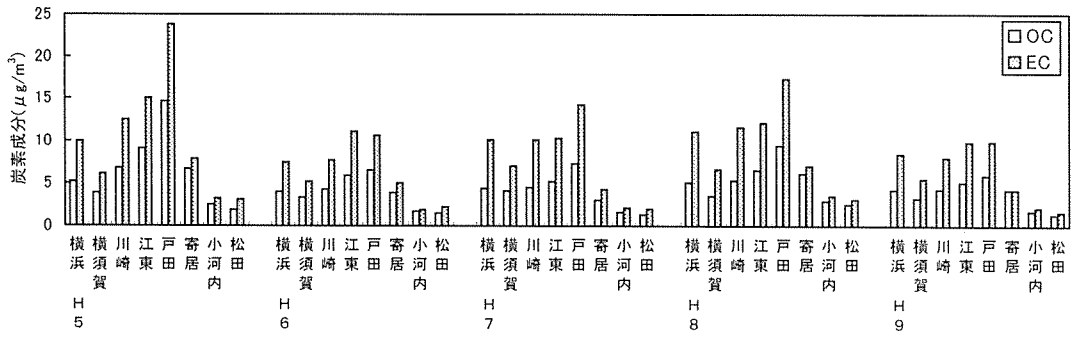


図-10 冬期における微小粒子中の炭素成分(分離温度He600°C)

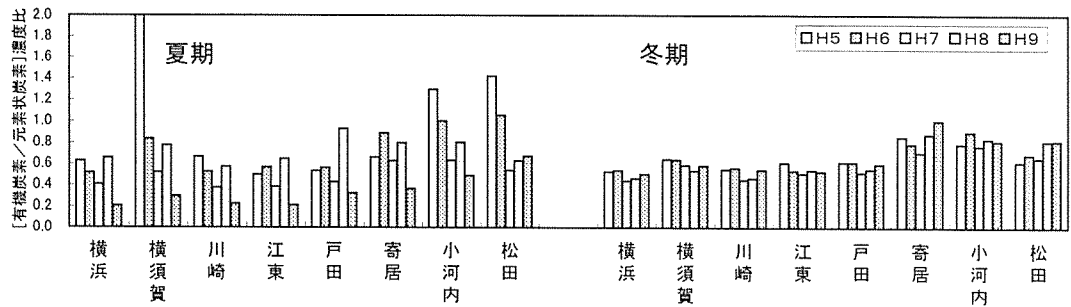


図-11 微小粒子中の[有機炭素/元素炭素]濃度比

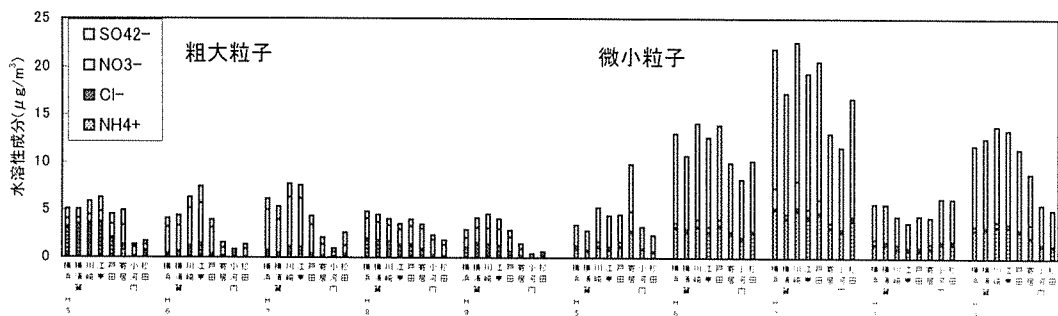


図-12 夏期における水溶性成分濃度

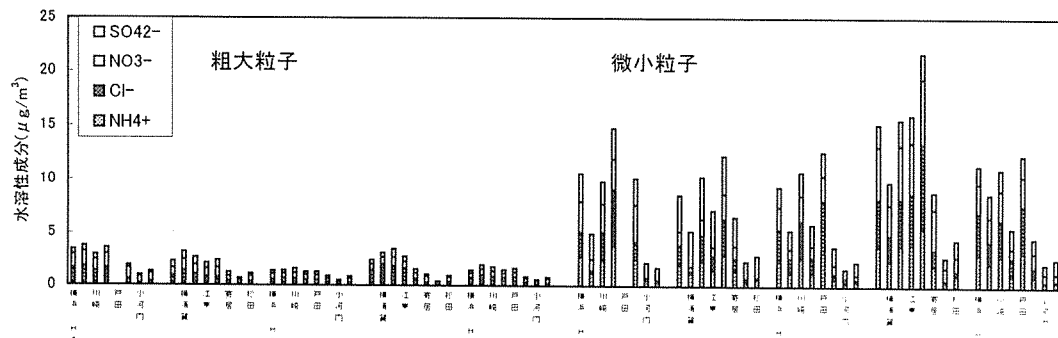


図-13 冬期における水溶性成分濃度

# 横浜市内における浮遊粒子状物質実態調査

白砂 裕一郎（横浜市環境科学研究所）

## Suspended Particulate Matter research on the actual condition in Yokohama City

Yuichiro Shirasuna (Yokohama Environmental Research Institute)

キーワード：粒子状物質

### 要旨

市内 9 地点において、昭和 61 年 4 月から平成 8 年 3 月まで一ヶ月を単位に浮遊粒子状物質を採取し、その濃度と主要構成成分である炭素成分、水溶性成分を測定した。その結果、浮遊粒子状物質濃度の経年変動をみると減少傾向がみられた。

地点別にみると、市街地や京浜工業地帯に隣接する所で高い傾向を示した。炭素成分濃度は、浮遊粒子状物質濃度と極めて類似した季節変動を示し、相互に高い相関が認められた。その回帰式から SPM のバックグラウンド濃度の推計すると、その予測濃度は  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度と推計された。浮遊粒子状物質中に占める炭素成分の割合は 29.9% であり、主要構成成分と確認された。人為的影響の推計を行ったところ、環境基準を達成している長浜と的人為的濃度の差は、 $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度となり、高濃度地域で環境基準を達成するには、浮遊粒子状物質濃度の 17% 程度を削減しなければならないことが示された。

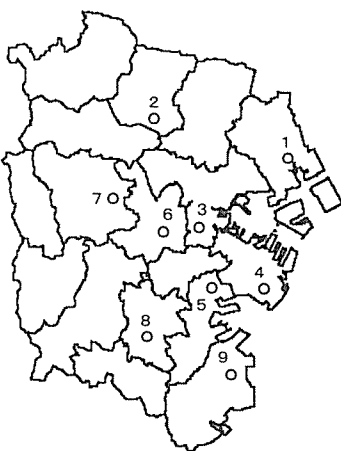
### 1. はじめに

横浜市内における浮遊粒子状物質（以下 SPM： $10 \mu\text{m}$  以下の粒子）の汚染の特徴と主要発生源の影響を明らかにするために、SPM 濃度およびその主要構成成分である元素状炭素（以下 EC）、有機炭素（以下 OC）等を測定し、調査を行った。

### 2. 調査方法

#### 2-1. 調査地点

調査は、図-1 に示す横浜市内の一般環境大気測定局 8 地点と当研究所の計 9 地点において実施した。



- 1 湖田交流プラザ（鶴見）
- 2 都田中学校（都田）
- 3 平沼小学校（平沼）
- 4 本牧市民公園（本牧）
- 5 環境科学研究所（環境研）
- 6 桜丘高等学校（桜丘）
- 7 鶴ヶ峰小学校（鶴ヶ峰）
- 8 野庭中学校（野庭）
- 9 循環器呼吸器病センター（長浜）

図-1 調査地点

#### 2-2. 調査期間および調査内容

SPM をサイクロン式ローボリュームエアサンプラー（新宅機械製 S 2 型）により、昭和 61 年（1986 年）4 月から平成 8 年（1996 年）3 月まで、1 ヶ月を単位として毎月ごと石英ろ紙（Pallflex 2500QAT-UP）に捕集し、表-1 に示す成分を分析した。

表-1 各成分の分析方法

熱分離法	元素状炭素、有機炭素 (He 雰囲気下 $600^\circ\text{C}$ で元素状炭素と有機炭素を分離)
原子吸光光度法	$\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$
インドフェール法	$\text{NH}_4^+$
イオンクロマトグラフィー	$\text{Cl}^-$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$

### 3. 結果および考察

#### 3-1. 浮遊粒子状物質の測定結果

各地点の SPM 濃度の年平均値から経年変動をみると、図-2 のように、全体的に減少傾向がみられた。平成 7 年度において、最高値を示した地点および濃度は市街地に位置する平沼の  $48.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であり、次いで京浜工業地帯に隣接する鶴見と、住宅地域の鶴ヶ峰と同濃度の  $42.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。

一方、最低値を示した地点および濃度は、横浜市域で風致地域とされる金沢区長浜の  $29.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。



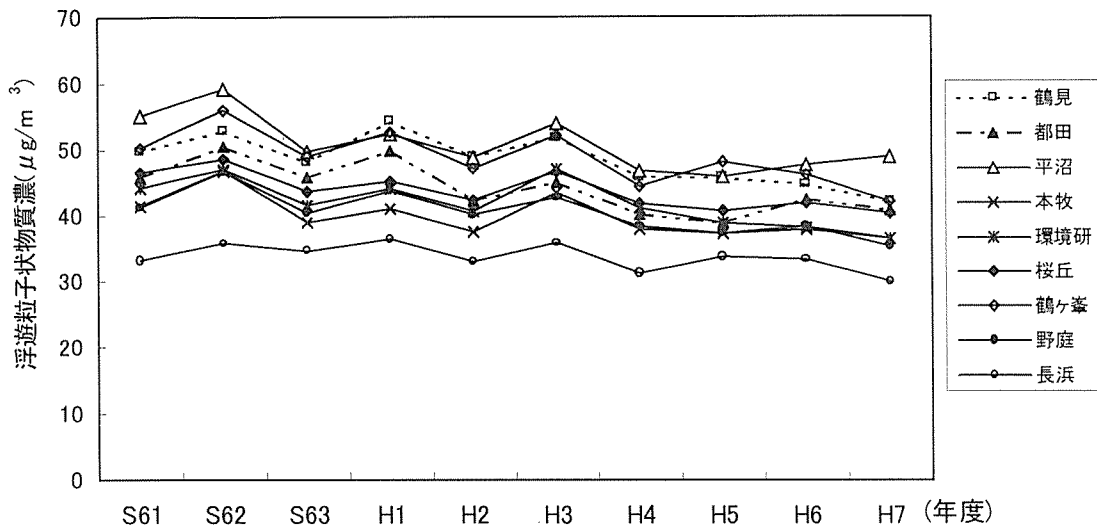


図-2 横浜市内における浮遊粒子状物質濃度の経年変化

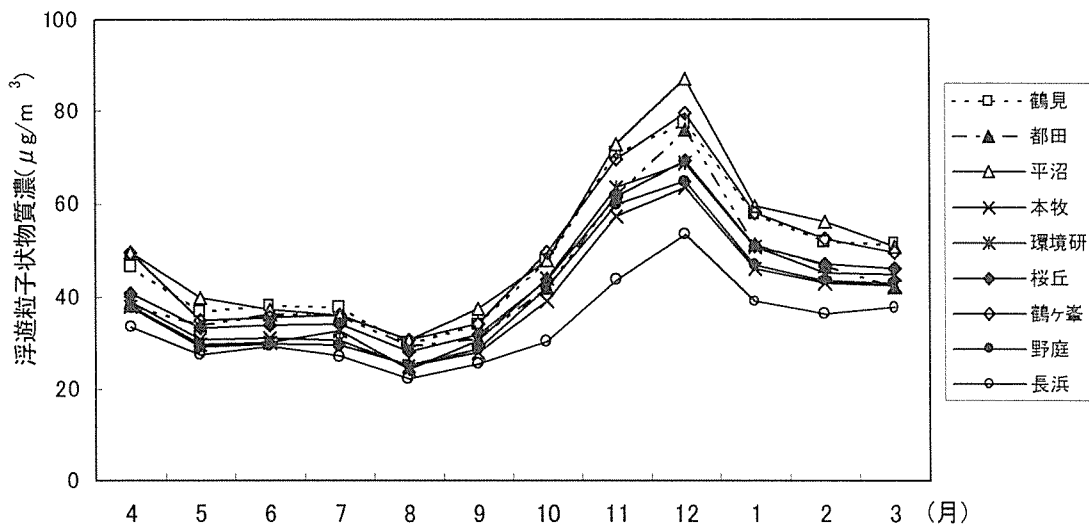


図-3 浮遊粒子状物質濃度の季節変動

また、長浜は、昭和 61 年度から平成 7 年度の 10 年間に於いて常に最低濃度を示した。なお、長浜は、市内の一般環境大気常時監視測定局 20 カ所のうち、環境基準（長期評価）を達成している地点である。すなわち長浜は横浜市内でも最も濃度の低い地点の一つと考えられ、環境基準達成の目安を長浜の濃度レベルと仮に設定すると、高濃度を示した地点の環境基準を達成するには、年平均値で  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度 SPM 濃度を減少させなければならないと考えられる。

また、各地点の 10 年間の月別平均値を図-3 に示す。SPM の季節変動は、各地点とも夏期に低く、冬期に高い傾向を示した。南関東においては、南寄りの風が卓越することの多い夏期に濃度が低く、大気の安定する冬期は高濃度を示す傾向が見られた。

### 3-2. 浮遊粒子状物質中の各成分の測定結果

#### 3-2-1. 元素炭素および有機炭素

炭素成分の季節変動は、図-4、図-5 にみられるように、EC、OC それぞれ SPM 濃度の季節変動と極めて類似していた。SPM と EC、SPM と OC の相関をとると、

図-6、図-7 のように、それぞれの相関係数は 0.95 ( $n=108$ ) および 0.93 ( $n=108$ ) で、相互に極めて高い相関が認められた。なお、EC と OC の相関係数は 0.99 ( $n=108$ ) であった。SPM 濃度と含有成分濃度に極めて高い相関が認められる場合、その回帰式の信頼区間は精度が高く、含有成分濃度が  $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  の時、SPM 濃度を回帰式から外挿して求めることができる。すなわち都市域における SPM から燃焼に係る発生源粒子（炭素成分）の影響を除外した SPM の予測濃度を推計することができる。図-6 の回帰式 ( $Y=3.58X+10.7$ ) の切片の値から、EC を除外した SPM のバックグラウンド濃度は  $10.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、図-7 の回帰式 ( $Y=7.91X+13.0$ ) の切片の値から、OC を除外した SPM のバックグラウンド濃度は  $13.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と推計された。

10 年間の SPM 濃度、含有成分濃度の年平均値および浮遊粒子状物質中に占める炭素成分の割合を表-2、表-3 に示す。SPM に占める EC は 21.0%、OC は 8.9%、総炭素成分は 29.9% となり、炭素成分が SPM 中で最も主要な成分であることが確認された。

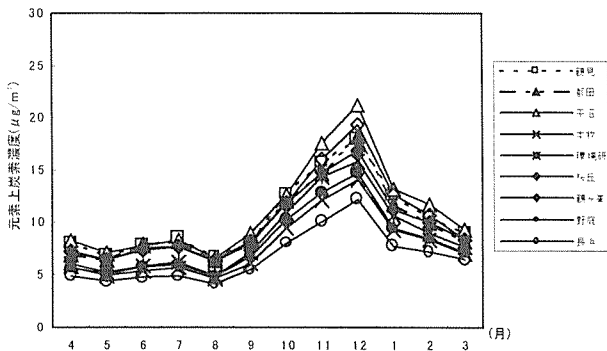


図-4 元素状炭素濃度の季節変動

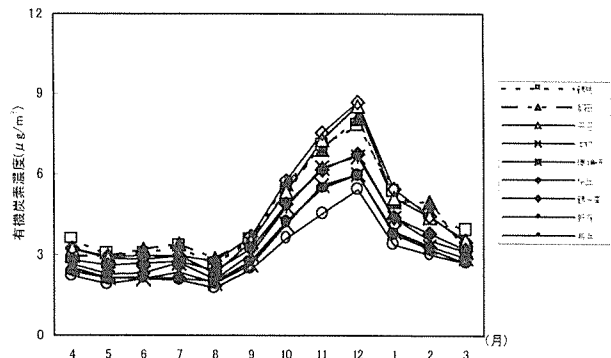


図-5 有機炭素濃度の季節変動

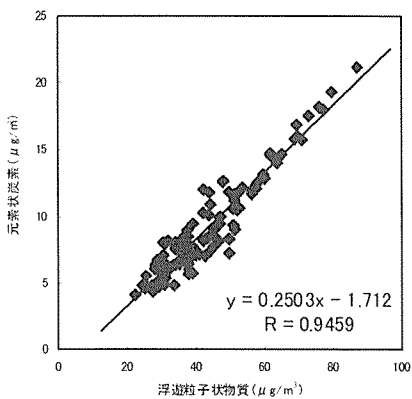


図-6 浮遊粒子状物質と元素状炭素の関係

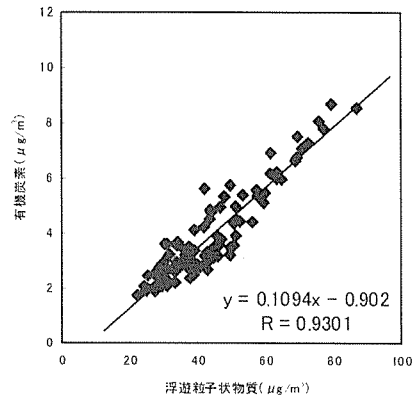


図-7 浮遊粒子状物質と有機炭素の関係

### 3-2-2. 水溶性成分（イオン成分）

各水溶性成分の季節変動を図-8～15に示す。各水溶性成分ごとに最高濃度を示す調査地点が異なり、発生源の地理的位置や排出粒子の拡散過程の違いによる各調査地点の特徴といえる。

陽イオンのうち  $\text{Ca}^{2+}$  は主に土壌系粒子に起因するとされる。 $\text{Ca}^{2+}$  についてみると、平沼が他の地点より高濃度であった。平沼の捕集後のろ紙には明らかに土壌粒子が観察された。これは平沼の測定地点が小学校の校庭にあり、また鉄道がすぐ脇を通る状況によるものと考えられる。すなわち都市域では土壌粒子の発生が自然的要因と自動車等の走行や宅地開発などの人為的要因によってもたらされていると判断できる。

陰イオンのうち  $\text{Cl}^-$  と  $\text{NO}_3^-$  について、夏期の濃度が極めて低い値となった。夏期採取時は、ローボリュームエアサンプラーが直射日光にさらされ、ろ紙の捕集部が高温となり、熱に対して不安定なアンモニウム塩によって  $\text{Cl}^-$  や  $\text{NO}_3^-$  が、 $\text{HCl}$  や  $\text{HNO}_3$  の形態となって揮発することが知られており、本調査における  $\text{Cl}^-$  と  $\text{NO}_3^-$  の夏期濃度が低い値を示した理由と考えられ、捕集方法等の改良が必要である。

各調査地点の特徴を調べる上で、一次粒子の他に  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  のような  $\text{NH}_3$ 、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{SO}_x$  が化学反応によっ

て変換、生成した粒子（二次生成粒子）についても考慮する必要がある。SPMの主要構成成分のうち、二次生成粒子の成分として、主に  $\text{Cl}^-$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NH}_4^+$  がある。 $\text{Cl}^-$  については、市内ではその季節変動から海塩粒子より二次生成粒子の影響が大きいと思われる。

$\text{SO}_4^{2-}$  については、各測定地点間にほとんど濃度差が認められなかった。また、横浜市内と清浄地域の松田町寄と比較しても、 $\text{SO}_4^{2-}$  の季節変動および濃度レベルはほとんど相違ないことがわかっている。 $\text{SO}_4^{2-}$  が他の二次生成粒子成分や燃焼系由来の成分と比べて異なる挙動を示し、各測定地点間に濃度差が認められなかったことについて、都市域から排出される  $\text{SO}_2$  を主因とする  $\text{SO}_4^{2-}$  の移流拡散だけでは説明が付かない。その他の要因として自然発生源である火山等からの  $\text{SO}_2$  や海洋からの無機および有機硫黄化合物の影響が考えられる。

燃焼系粒子濃度と二次生成粒子成分濃度の和を求め、人為的影響の推計を行った。表-4にみられるように、測定地点の中でも高濃度を示した鶴見、平沼、鶴ヶ峰と、唯一環境基準を達成している長浜との人為的濃度の差は、 $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度であった。つまり、高濃度地域で環境基準を達成するには、浮遊粒子状物質濃度の17%程度を削減しなければならないことを示している。

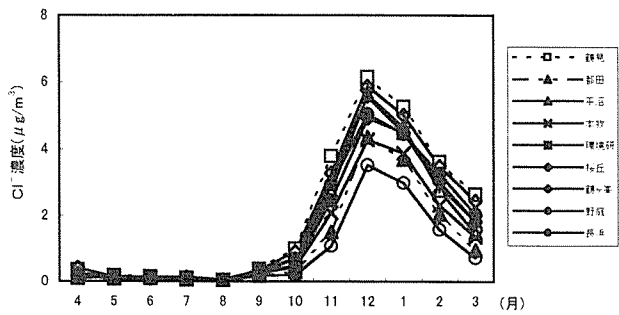


図-8 Cl<sup>-</sup>濃度の季節変動

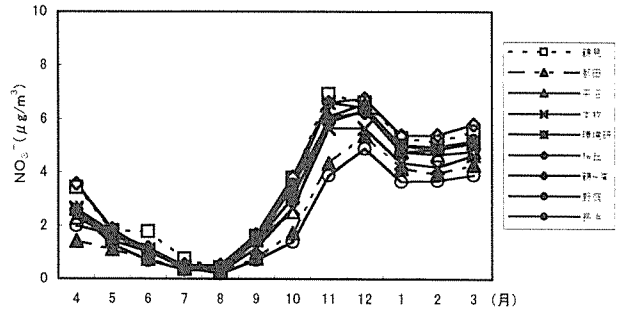


図-9 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>濃度の季節変動

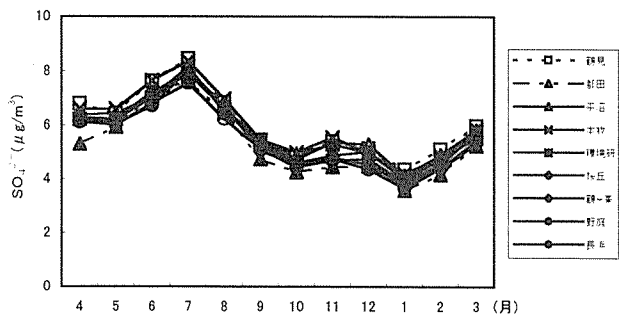


図-10 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の季節変動

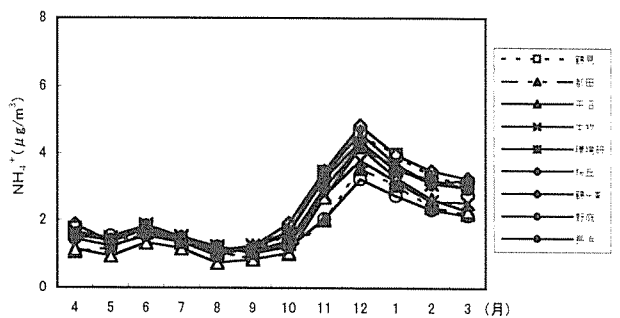


図-11 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>有機炭素濃度の季節変動

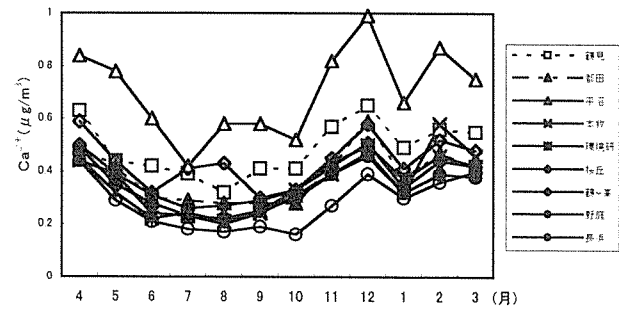


図-12 Ca<sup>2+</sup>濃度の季節変動

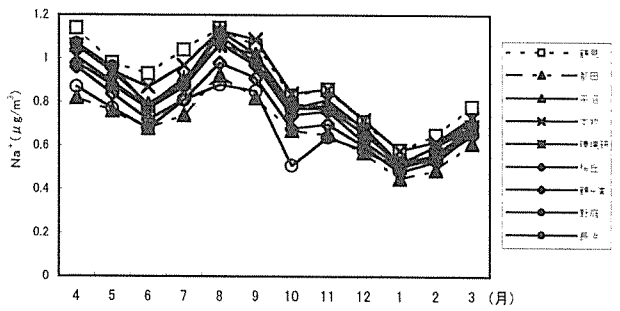


図-13 Na<sup>+</sup>濃度の季節変動

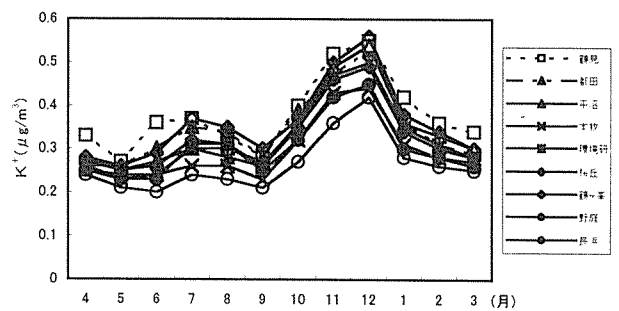


図-14 K<sup>+</sup>濃度の季節変動

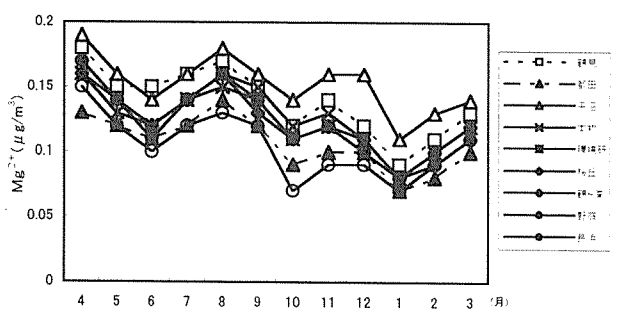


図-15 Mg<sup>2+</sup>濃度の季節変動

表一 浮遊粒子状物質および含有成分の濃度(昭和61年度～平成7年度の年平均値) ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

	鶴見	都田	平沼	本牧	環境研	桜丘	鶴ヶ峰	野庭	長浜	平均値
SPM	48.3	43.7	50.4	39.7	41.9	43.4	48.3	40.1	33.8	43.3
EC	10.4	9.9	11.0	7.7	8.6	9.7	10.1	8.1	6.7	9.1
OC	4.4	4.4	4.3	3.3	3.6	3.8	4.5	3.2	2.9	3.8
Cl <sup>-</sup>	2.0	1.1	1.6	1.3	1.6	1.5	1.9	1.6	0.9	1.5
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3.6	2.4	3.1	2.9	3.3	3.2	3.6	3.1	2.3	3
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	6.0	5.3	5.8	6.0	5.8	5.6	5.7	5.5	5.5	5.7
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	2.34	1.79	1.86	2.08	2.33	2.25	2.46	2.23	1.85	2.1
Ca <sup>2+</sup>	0.49	0.38	0.70	0.36	0.35	0.37	0.44	0.34	0.28	0.4
Na <sup>+</sup>	0.89	0.68	0.83	0.87	0.81	0.78	0.74	0.81	0.69	0.8
K <sup>+</sup>	0.38	0.35	0.34	0.29	0.32	0.32	0.36	0.30	0.26	0.3
Mg <sup>2+</sup>	0.14	0.11	0.15	0.13	0.12	0.12	0.13	0.12	0.11	0.1

但し、SPM:浮遊粒子状物質, EC:元素状炭素, OC:有機炭素

表二 浮遊粒子状物質に占める含有成分の割合 (%)

	鶴見	都田	平沼	本牧	環境研	桜丘	鶴ヶ峰	野庭	長浜	平均値
EC	21.4	22.5	21.9	19.4	20.6	22.3	21	20.1	19.7	21
OC	9.2	10.1	8.6	8.3	8.7	8.8	9.3	8.1	8.6	8.9
Cl <sup>-</sup>	4.1	2.6	3.1	3.2	3.9	3.5	3.8	4	2.6	3.4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	7.4	5.5	6.1	7.3	7.8	7.3	7.4	7.8	6.8	7
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	12.5	12.1	11.6	15.1	13.8	12.8	11.8	13.7	16.2	13.3
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	4.8	4.1	3.7	5.2	5.6	5.2	5.1	5.6	5.5	5
Ca <sup>2+</sup>	1	0.9	1.4	0.9	0.8	0.9	0.9	0.8	0.8	0.9
Na <sup>+</sup>	1.8	1.6	1.6	2.2	1.9	1.8	1.5	2	2	1.8
K <sup>+</sup>	0.8	0.8	0.7	0.7	0.8	0.7	0.7	0.7	0.8	0.7
Mg <sup>2+</sup>	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3

表三 浮遊粒子状物質の生成要因別濃度の推計 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

	鶴見	都田	平沼	本牧	環境研	桜丘	鶴ヶ峰	野庭	長浜
SPM	48.3	43.7	50.4	39.7	41.9	43.4	48.3	40.1	33.8
燃焼系	15.2	14.6	15.7	11.3	12.6	13.8	15.0	11.6	9.9
二次生成	14.0	10.6	12.3	12.2	13.0	12.5	13.6	12.5	10.5
人為的	29.1	25.2	28.0	23.5	25.6	26.3	28.6	24.1	20.4

#### 4. まとめおよび今後の課題

市内9地点において、昭和61年4月から平成8年3月まで1ヶ月を単位にSPMを捕集し、その濃度と主要構成成分である炭素成分、水溶性成分を測定した結果、次の知見が得られた。

- 1) 各地点のSPM濃度の経年変動をみると減少傾向がみられた。
- 2) 地点別にみると、市街地や京浜工業地帯に隣接する所で高い傾向を示した。
- 3) ECおよびOCの季節変動は、SPM濃度の季節変動と類似し、またEC、OC濃度は、SPM濃度と極めて高い相関が認められた。その回帰式からバックグラウンド予測濃度を推計すると、SPMのバックグラウンド濃度は、 $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (EC)、 $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (OC)程度であった。一方、SPM中に占める炭素成分の割合をみると、ECは21.0%、OCは8.9%、総炭素成分は29.9%であった。
- 4) 燃焼系粒子濃度と二次生成粒子成分濃度の和から人為的影響の推計を行ったところ、環境基準を達成している長浜と的人為的濃度の差は、 $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度となり、高濃度地域で環境基準を達成するには、浮遊粒子状物質濃度の17%程度を削減しなければならないことが示された。

なお、平成10年度の一般環境大気測定局における環境基準の達成状況(長期評価)をみると、20局中4局が達成している。本調査地点の長浜、野庭、本牧がその4局に含まれており、前述のとおり横浜市内における浮遊粒子状物質濃度は、経年的に減少傾向にあると思われる。

SPMモニタリングの今後の課題として、二次粒子の解明が残されている。捕集されたSPM中に含まれる二次粒子成分が、大気中で二次生成された粒子なのか、捕集中ろ紙上に捕集された粒子へのガス状成分の吸着またはロスなのか、ろ紙上で起こる二次粒子成分の反応メカニズムは完全には解明されていない。

最近、浮遊粒子とガス状物質を分離捕集して二次生成粒子を評価する手法として、各種デニューダー法が試みられている。この手法により、重量濃度法と自動計測器との指示値の差も明らかにされることが期待される。

#### 文献

- 1) 新井久雄, 佐俣満夫, 白砂裕一郎(横浜市環境科学研究所): 浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書(1989.3)
- 2) 新井久雄, 白砂裕一郎(横浜市環境科学研究所): 粒子状物質の捕集法に関する比較検討, 横浜市環境科学研究所報 第19号(1995.3)
- 3) 白砂裕一郎, 新井久雄(横浜市環境科学研究所):  $\beta$ 線式浮遊粒子状物質自動測定器の測定精度に関する研究, 第31回大気汚染学会講演要旨集(1990)
- 4) 白砂裕一郎, 新井久雄(横浜市環境科学研究所):  $\beta$ 線式浮遊粒子状物質自動測定器の測定精度について(2), 第34回大気汚染学会講演要旨集(1993)
- 5) (財)日本気象協会監修: 神奈川県気象月報
- 6) 一都三県公害防止協議会: 平成9年度関東浮遊粒子状物質合同調査結果報告書(1997)

# 横浜市における酸性雨モニタリング調査

## — 1998 年の結果 —

梅田てるみ, 加藤善徳 (横浜市環境科学研究所)

Survey of Acid Rain in Yokohama City.  
— Rain acidity data from January to December 1998 —

Terumi Umeda, Yosinori Katou  
(Yokohama Environmental Reserch Institute)

キーワード：酸性雨, 湿性沈着物, 乾性沈着物

### 要 旨

酸性雨の監視を目的として, 1998 年の 1 年間, 横浜市磯子区で, 湿性沈着物(降水)及び乾性沈着物の観測を行った。また, 酸性雨による器物影響のモニタリングとして, 試験板を用いたリーチング調査, 腐食量調査も併せて実施した。

その結果, ①本年の湿性による酸性雨原因物質 ( $\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-$ ) の年間沈着量は, 前年までの結果に比べやや多く, 本市の酸性雨の状況は依然横ばいしないしやや強めになっていること, ②本年の乾性による酸性雨原因物質の年間沈着量は, 前年の結果に比べると多めであるものの, 観測開始の 1991 年からみると減少しており, とくに  $\text{SO}_4^{2-}$  の減少が著しいこと, ③本年の各種試験板の年間溶出量, 年間腐食量は前年までの結果と同程度であることがわかった。

また, 湿性, 乾性の  $\text{SO}_4^{2-}$  沈着量と  $\text{SO}_2$  排出量の関係について調べた結果, 神奈川県内における  $\text{SO}_2$  排出量(固定発生源+移動発生源)は軽油中硫黄分の削減効果等によりこのところ減少してきており, このことが, 乾性の  $\text{SO}_4^{2-}$  沈着量の減少の理由になっていると考えられた。一方, 湿性の  $\text{SO}_4^{2-}$  沈着量が減少していないのは, 他の汚染地域からの移入を示唆するものと考えられた。

### 1. はじめに

環境庁の『第 3 次酸性雨対策調査とりまとめ』<sup>1)</sup>で報告されているように, 現在, 日本では, 森林・湖沼等の被害がみられる欧米と同レベルの酸性雨が降り続いている状況にあり, さらに, 急激な経済発展, 工業化を進める東アジアからの影響も非常に心配されている。この東アジアの問題については, 各国が協議し, 『東アジア酸性雨モニタリングネットワーク』が設立され, 2000 年から稼働することが決まっている。

横浜市環境科学研究所は, これに先駆け, 『東アジア酸性雨モニタリングネットワーク』と同一手法により, 1984 年より酸性雨の観測を行ってきている。これまでの結果<sup>2)</sup>から, 横浜は国内の中でやや強いレベルの酸性雨が降り続けていること, 市内のブロンズ像等の器物に酸性雨の被害が生じていること等がわかっているが, 今後, 東アジアの状況によっては酸性雨による影響が強まる恐れもあり, 注意深くこれを監視していく必要がある。

ここでは, 1998 年の横浜の酸性雨のモニタリング結果について報告する。また, 酸性雨による影響についても試験板を用いて調査しているので, その結果についても併せて述べる。

### 2. 調査内容

#### 2-1. 酸性雨のモニタリング調査

(1)採取期間：1998 年 1 月～12 月

(2)採取地点：横浜市環境科学研究所屋上(横浜市磯子区滝頭)

(3)採取方法

自動雨水採取装置(小笠原計器製作所 US-400 型)により湿性沈着物(降水)と乾性沈着物を採取した。湿性沈着物は, 一雨毎, 降り始め初期 1 mm と一降水全量を採取した。乾性沈着物は代理表面法<sup>3), 4)</sup>により 1 ヶ月単位で採取した。

(4)分析項目及び分析方法：表-1 に示した。

#### 2-2. 試験板による影響モニタリング調査

試験板によるモニタリング調査は, (1)リーチング調査と(2)炭素鋼の腐食量調査の 2 つについて実施した。ここで, リーチング調査とは, 酸性雨による試験板からの成分の溶出を調べたものである。

(1)リーチング調査

①調査地点：調査は横浜市磯子区(横浜市環境科学研究所屋上)で行った。銅板については山梨県道志村(横浜市水道局水源林管理所敷地内)でも実施した。

②調査期間：1998 年 1 月～12 月。

③調査方法：各種試験板(銅, 炭素鋼, 大理石, コンクリート, モルタル, 各 3 枚ずつ)を取り付けた簡易雨水採取器を用いて 1 ヶ月単位で雨水を採取し, 溶出してき

表-1 分析項目及び分析方法

分析項目	分析方法
pH	ガラス電極法
導電率 (EC)	電気伝導度法
Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	イオンクロマトグラフ法
Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	イオンクロマトグラフ法
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl <sup>-</sup>	イオンクロマトグラフ法

た成分 (銅板: Cu, 炭素鋼板: Fe, 大理石板, コンクリート板, モルタル板: Ca<sup>2+</sup>) を分析した。また, 対照として, 試験板を取り付けないもの (以下, 雨水という) についても同時に行った。分析方法は表-1に示す他, Cu, Fe の分析は原子吸光光度法により行った。

なお, コンクリート, モルタルについては1994年のリーチング開始当初は Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> の溶出も著しかったが, その後はほとんど溶出していないため, ここでは Ca<sup>2+</sup> のみをモニタリング対象とした。

### (2) 炭素鋼の腐食量調査

- ①調査地点: 横浜市磯子区(横浜市環境科学研究所屋上)。
- ②調査期間: 1998年4月~1999年3月。
- ③調査方法: 環境庁の金属材料の腐食モニタリング指針<sup>3)</sup>に基づき, 半年毎(暖候期: 4月~9月, 寒候期: 10月~翌3月), 炭素鋼板を屋外に曝露し浸食度を測定した。浸食度とは表面からの腐食の深さのことであり, 生成した腐食物を除去し, その前後の試験板重量から浸食度を求めた。なお, この調査は関東周辺各県との酸性雨共同調査の一環としても実施している。

以上, 試験板の仕様, 調査方法等の詳細については既報<sup>2)</sup>を参照されたい。

## 3. 酸性雨のモニタリング結果

### 3-1. 1998年の結果

#### (1) 降水量

1998年1月~12月の1年間に60の降水試料を採取し, その貯水量より算出した年間降水量は2114mmとなった。この値は, 採取地点から約4km離れた横浜地方気象台における年間降水量<sup>4)</sup>(1900.5mm)の111%で, 両者はほぼ同程度であった。

また, 気象台の観測によると, 月間降水量は11月が平年よりかなり少なかったが, その他の月は平年並みないし平年より多く, 年間降水量としては平年<sup>5)</sup>(1569mm)よりかなり多くなった。

#### (2) pH

図-1に一降水全量, 初期1mm降水のpHの最高値, 最低値, 平均値を示した。

1998年の一降水全量のpHは, 最高が6.68, 最低が3.90, 降水量で重み付けした年平均pHが4.83であった。一方, 初期1mm降水は, 最高が7.38, 最低が3.40, 年平均pHが4.47であった。1998年は60の降水試料を得たが, 一

降水全量で見ると, 酸性雨とされるpH5.6以下のものは56(93%)あり, 採取した降水のほとんどが酸性雨であった。

経年的には, 一降水全量はここ10年ほどpH4.6前後, 初期1mm降水はpH4.3前後で推移していたが, 1998年は一降水, 初期1mmともやや高めとなっていた。

#### (3) 湿性沈着量

表-2に湿性(降水)による各成分の沈着物の測定結果を示した。また, 図-2に $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ の経年変化を示した。なお, 欠測期間のある年(1984年, 1986年)については, (測定値)/(測定月数)×(12)で年間値に補正した値を用いた。

1998年の湿性による酸性雨原因物質の沈着量は,  $\text{SO}_4^{2-}$ が65meq/m<sup>2</sup>/年,  $\text{NO}_3^-$ が45meq/m<sup>2</sup>/年,  $\text{Cl}^-$ が32meq/m<sup>2</sup>/年であった。これらの合計量(以下, TAとする)は142meq/m<sup>2</sup>/年であった。一方, 中和物質である $\text{NH}_4^+$ は74meq/m<sup>2</sup>/年,  $\text{Ca}^{2+}$ は35meq/m<sup>2</sup>/年, これらの合計量(以下, TNとする)は109meq/m<sup>2</sup>/年であった。

TA, TNで酸性雨原因物質, 中和物質の沈着量の経年推移をみると(図-2, 表-2), TAはここ10数年100meq/m<sup>2</sup>/年前後, TNは70meq/m<sup>2</sup>/年前後であったが, 1998年はこれに比べ両者ともかなり多かった(前年比はTAが1.6倍, TNが1.7倍)。

このように, 1998年は酸性雨原因物質の沈着量がかかり多かったにも関わらず, pHは低くならずむしろ高めであったが, これは中和成分も特に多かったためである。したがって, 酸性雨原因物質から見ると, 本市の酸性雨の状況は改善したのではなく, 依然横ばいしないしやや強めとなっていると言える。

#### (4) 乾性沈着量

表-3に乾性による各成分の沈着物の測定結果を示した。また, 図-3に $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ の経年変化を示した。なお, 欠測期間のある年(1991~1993年)については, (測定値)/(測定月数)×(12)で年間値に補正した値を用いた(ただし, 欠測期間が半年以上ある1993年は解析対象から除いた)。

1998年の乾性による酸性雨原因物質の沈着量は,  $\text{SO}_4^{2-}$ が29meq/m<sup>2</sup>/年,  $\text{NO}_3^-$ が24meq/m<sup>2</sup>/年,  $\text{Cl}^-$ が7.4meq/m<sup>2</sup>/年, TAとしては60meq/m<sup>2</sup>/年であった。一方, 中和物質である $\text{NH}_4^+$ は4.2meq/m<sup>2</sup>/年,  $\text{Ca}^{2+}$ は69meq/m<sup>2</sup>/年, TNとしては73meq/m<sup>2</sup>/年であった。

TA, TNで酸性雨原因物質, 中和物質の沈着量の経年推移をみると(図-3, 表-3), TAは1991年以降減少傾向にあり, 特に $\text{SO}_4^{2-}$ の減少が目立ったが, 1998年はかなり多くなっていた。TNは1991年以降, 50meq/m<sup>2</sup>/年前後で推移していたが, 1998年はかなり多くなっていた。

### 3-2. $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{NO}_3^-$ の湿性・乾性沈着量の経年変化

酸性雨原因物質のうち量的に特に重要なものは $\text{SO}_4^{2-}$ と $\text{NO}_3^-$ である。ここでは, これらの経年的な特徴を明確にするため, (1) $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比(以下, N/S比とする), (2)湿性の $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ 沈着量, (3)乾性の $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ 沈着量についてさらに検討した。

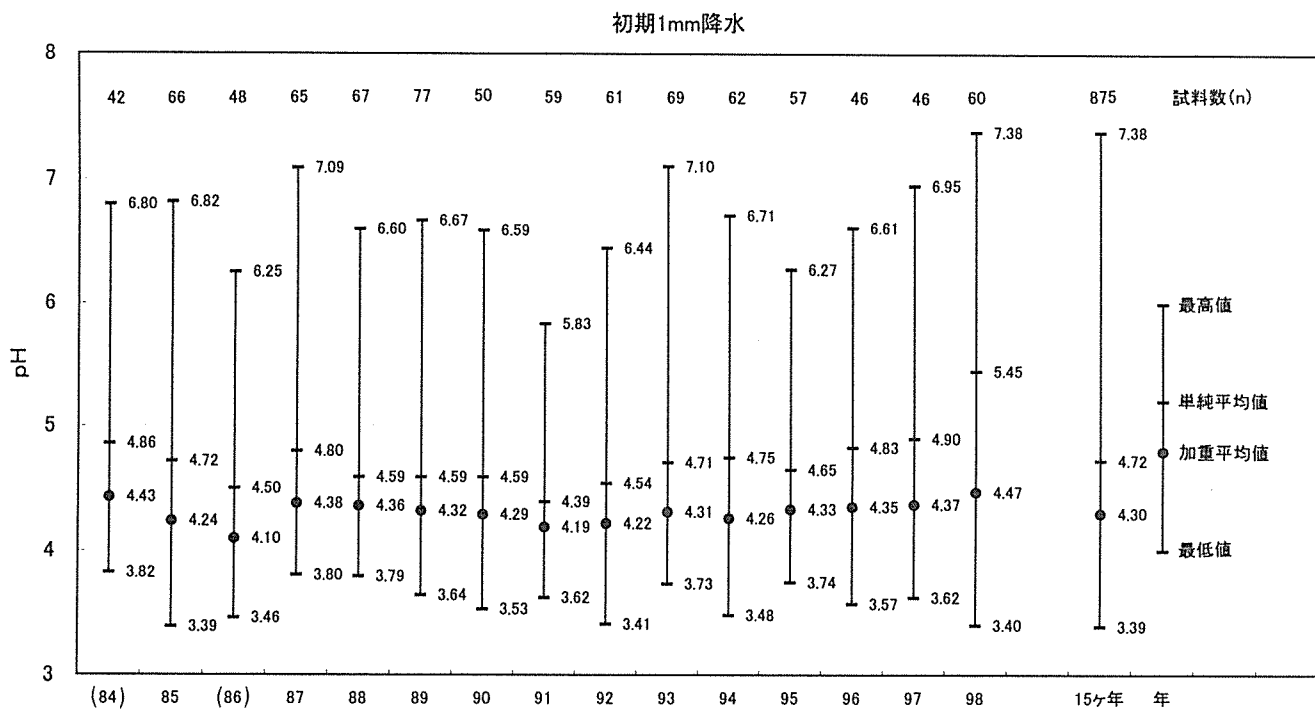
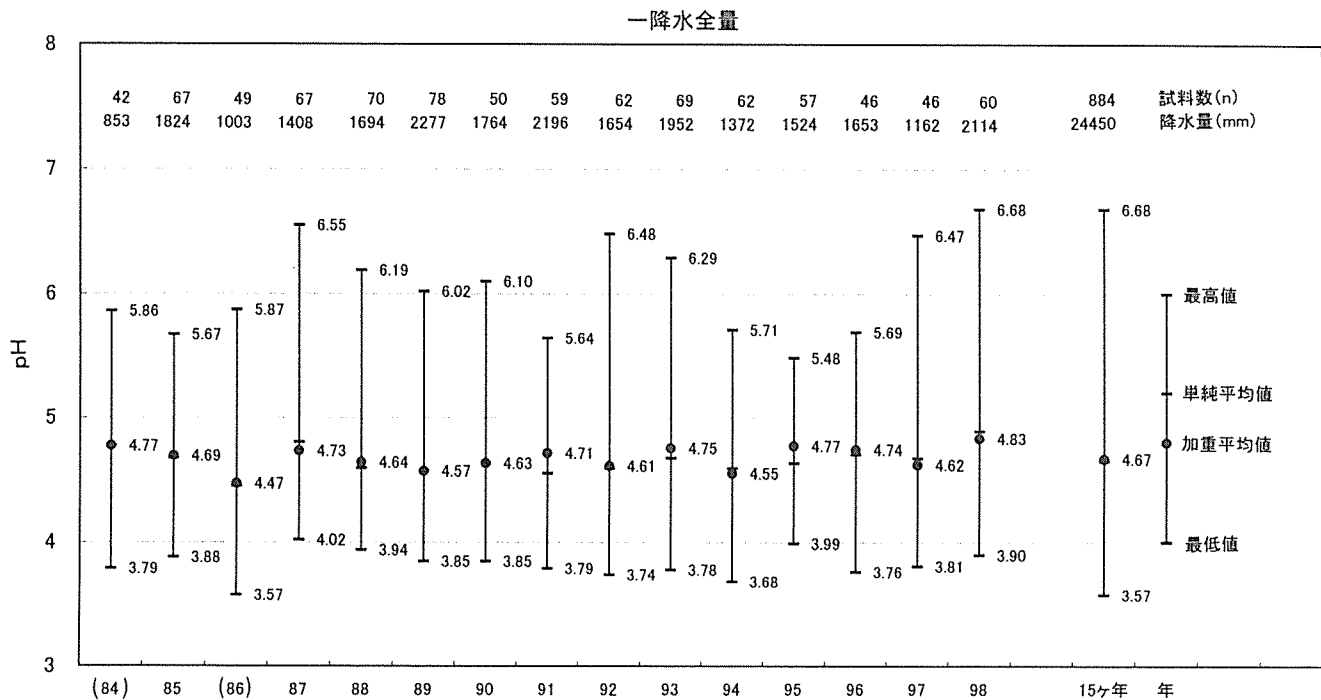


図-1 降水pHの経年推移

〔単純平均値は各降水のpH値の算術平均値、加重平均値は各降水のpHを水素イオン濃度に換算し降水量で重み付けした平均値をpHに再変換した値である。1984年1～4月及び1986年3月～5月は欠測である。〕

表－2 湿性沈着量

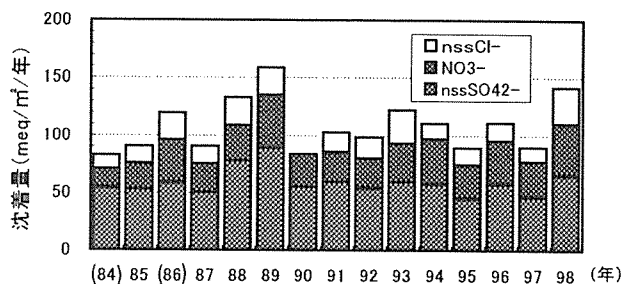
降水量 mm	pH	H <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	nssSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	nssCl <sup>-</sup>	nssCa <sup>2+</sup>	TA	TN	N/S比	
meq/m <sup>2</sup> /年																	
1984年	853	4.77	14	38	11	27	24	1.0	16	6	5	36	8	5	55	30	0.30
(1984年)	(1280)	(4.77)	(22)	(57)	(16)	(40)	(37)	(1.5)	(24)	(9)	(8)	(54)	(13)	(8)	(83)	(45)	(0.30)
1985年	1824	4.69	37	58	22	68	38	1.8	45	17	13	53	15	14	90	53	0.43
1986年	1003	4.47	34	46	28	42	42	3.1	20	9	5	44	18	8	90	50	0.63
(1986年)	(1337)	(4.47)	(46)	(62)	(37)	(56)	(56)	(4.1)	(27)	(12)	(7)	(58)	(24)	(11)	(120)	(66)	(0.63)
1987年	1408	4.73	27	53	24	46	40	4.4	26	10	7	50	16	9	90	49	0.49
1988年	1694	4.64	39	81	31	59	48	1.8	30	12	8	77	25	11	132	58	0.40
1989年	2277	4.57	62	95	45	86	71	2.8	53	25	19	89	24	23	159	94	0.51
1990年	1764	4.63	42	66	28	111	37	2.8	95	29	27	55	0	25	83	62	0.52
1991年	2196	4.71	43	64	26	62	60	1.8	38	22	15	60	17	20	103	80	0.43
1992年	1654	4.61	40	60	26	74	54	1.8	47	20	13	54	19	18	98	72	0.48
1993年	1952	4.75	34	64	33	69	62	2.1	34	27	12	60	30	25	122	87	0.56
1994年	1372	4.55	39	62	39	54	48	1.0	35	24	12	58	14	22	110	70	0.67
1995年	1524	4.77	26	49	29	58	45	1.5	37	18	10	45	15	16	89	61	0.65
1996年	1653	4.74	30	63	37	67	57	1.8	43	26	11	58	17	24	111	80	0.64
1997年	1162	4.62	28	52	30	68	45	1.5	47	19	13	47	13	17	90	62	0.65
1998年	2114	4.83	31	74	45	120	74	2.1	75	39	22	65	32	35	142	109	0.69
年平均	1738	4.68	37	65	32	72	52	2.1	47	22	14	59	18	20	109	72	0.54

注1) 1984年は1月～4月、1986年は3月～5月が欠測。( )は[測定値]÷[測定月数]×12で年間値に補正した値。  
 注2) nssXはNa<sup>+</sup>をすべて海塩起源とした場合のその成分の非海塩起源を示す。  
 注3) TAは酸性成分の総量(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>+nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>+nssCl<sup>-</sup>), TNは中和成分の総量(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+Ca<sup>2+</sup>), N/S比はNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>当量比を示す。  
 注4) 年平均の欄には1984年と1986年を除いた13ヶ年の平均値を示した。

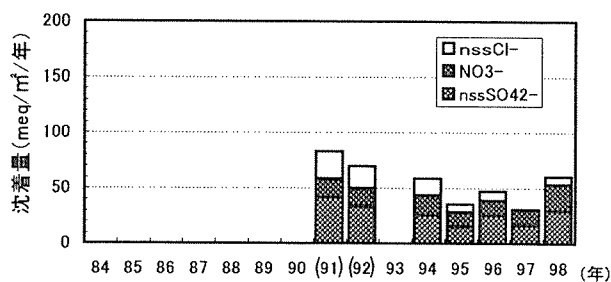
表－3 乾性沈着量

測定月数	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	nssSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	nssCl <sup>-</sup>	nssCa <sup>2+</sup>	TA	TN	N/S比	
meq/m <sup>2</sup> /年															
1991年	8	30	11	41	6.4	1.4	21	30	14	28	16	29	55	36	0.39
(1991年)	(12)	(45)	(16)	(61)	(9.6)	(2.1)	(31)	(46)	(22)	(42)	(25)	(44)	(83)	(54)	(0.39)
1992年	6	19	8	27	4.2	1.0	14	22	10	17	10	21	35	25	0.47
(1992年)	(12)	(37)	(15)	(53)	(8.5)	(2.0)	(28)	(43)	(20)	(34)	(20)	(42)	(69)	(51)	(0.47)
1993年	1	1	1	2	0.6	0.1	1	2	0	1	1	2	2	2	-
1994年	12	28	18	38	5.9	1.8	20	39	14	25	15	38	59	44	0.70
1995年	12	17	13	26	4.8	2.0	16	33	7	15	7	32	36	37	0.85
1996年	12	27	14	29	6.8	1.4	17	49	12	25	9	48	47	55	0.54
1997年	12	19	15	20	2.8	1.3	18	41	6	16	0	40	31	43	0.91
1998年	12	32	24	39	4.2	2.1	27	70	9	29	7	69	60	73	0.81
年平均	12	25	17	30	4.9	1.7	20	46	10	22	8	45	47	50	0.74

注1) 1991年は1年のうち4ヶ月、1992年は6ヶ月、1993年は11ヶ月が欠測。( )は[測定値]÷[測定月数]×12で年間値に補正した値。  
 注2) nssXはNa<sup>+</sup>をすべて海塩起源とした場合のその成分の非海塩起源を示す。  
 注3) TAは酸性成分の総量(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>+nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>+nssCl<sup>-</sup>), TNは中和成分の総量(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+Ca<sup>2+</sup>), N/S比はNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>当量比を示す。  
 注4) 年平均の欄には欠測のない5ヶ年(1994～98年)の平均値を示した。



図－2 湿性沈着物の経年推移  
 (84,86年は[測定値]÷[測定月数]×12  
 で年間値に補正した値。)



図－3 乾性沈着物の経年推移  
 (91,92年は[測定値]÷[測定月数]×12  
 で年間値に補正した値。93年は欠測。)



(1) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>比

図-4に湿性、乾性のN/S比の経年推移を示した。また、比の値は表-2、表-3にも示した。

図-4、表-2に示すように、湿性のN/S比は1984～86年にかけて0.30から0.63へと急激に上昇、87年に0.49まで低下、その後は0.5前後で横ばいとなっていたが、91年頃からは再び上昇傾向を示し、98年には0.69にまで上昇している。このことは、最近nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>に対しNO<sub>3</sub><sup>-</sup>の割合が大きくなっている、すなわち、NO<sub>x</sub>の影響が強まっていることを示している。

一方、乾性のN/S比(図-4、表-3)も、1996年がやや低いものの、これを除くと、1991～98年にかけて急激に上昇しており、湿性と同様、最近NO<sub>3</sub><sup>-</sup>の割合が大きくなる傾向となっている。

(2) 湿性のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>沈着量

図-5に1991年以降の湿性によるnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>沈着量の経年推移を示した。これによると、湿性のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>沈着量は1991年以降50meq/m<sup>2</sup>/年前後ではほぼ横ばいであるが、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>沈着量は91～98年にかけて26meq/m<sup>2</sup>/年から45meq/m<sup>2</sup>/年へとやや増加している。したがって、1991年以降N/S比が上昇しているのは、このNO<sub>3</sub><sup>-</sup>沈着量の増加が原因になっているといえる。

(3) 乾性のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>沈着量

図-6に1991年以降の乾性によるnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>沈着量の経年推移を示した。これによると、乾性のNO<sub>3</sub><sup>-</sup>沈着量は1991年以降15meq/m<sup>2</sup>/年前後ではほぼ一定であるが、nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>沈着量は91～98年にかけて42meq/m<sup>2</sup>/年から29meq/m<sup>2</sup>/年へと急激に減少している。したがって、1991年以降N/S比が上昇しているのは、このnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>沈着量の減少が原因になっていると言える。

以上、湿性と乾性ではN/S比上昇の原因が異なっており、湿性はNO<sub>3</sub><sup>-</sup>沈着量の増加が、乾性はnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>沈着量の減少が原因になっていることがわかった。

3-3. SO<sub>2</sub>発生量とnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>沈着量の経年変化

ここでは、湿性、乾性のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>沈着量とその元となるSO<sub>2</sub>の発生量が経年的にどのような関係にあるのか調べた。

表-4に、神奈川県内における固定発生源、移動発生源からのSO<sub>2</sub>排出量の経年推移を示した。ここで、固定源排出量は神奈川県環境白書から引用したもの<sup>8)9)</sup>、移動源排出量は石油連盟の軽油販売量<sup>10)</sup>から算出したものである。

表-4 神奈川県内のSO<sub>2</sub>排出量の経年推移(単位:t/年)

	1991年	1992年	1993年	1994年	1995年	1996年	1997年
固定源排出量	(10485)	(11192)	12022	11983	11624	10494	9295
移動源排出量	14655	14910	5913	6182	6398	6510	6376
軽油販売量(kL)	1831934	1863716	1847788	1931917	1999473	2034495	1992574

注1) 固定発生源の年間SO<sub>2</sub>排出量は神奈川県環境白書<sup>8)9)</sup>のデータを用いた。ここで、1991～92年の値は横浜、横須賀、川崎の3市の合計量、1993～97年は県内全域の排出量である。なお、3市の合計量は県全体の約8割に相当する。  
 注2) 移動発生源の年間SO<sub>2</sub>排出量は、軽油の年間販売量(kL)×軽油の密度(0.8g/ml)×軽油中の硫黄分(%)×[SO<sub>2</sub>分子量]/[S分子量]により算出。軽油の販売量は石油連盟<sup>10)</sup>のデータを使用。軽油中硫黄分は1992年までは0.5%、1993年以降は0.2%とした。注3) 固定源排出量は年度の値、移動源排出量は暦年の値である。

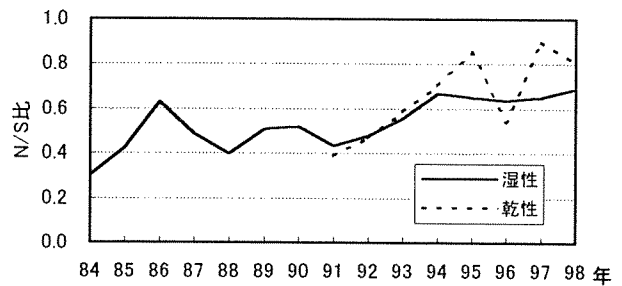


図-4 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/nssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>比の経年推移

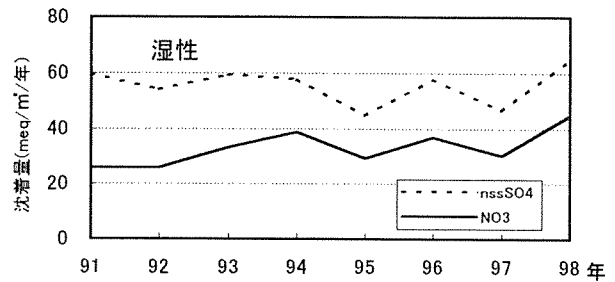


図-5 1991年以降のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>湿性沈着量

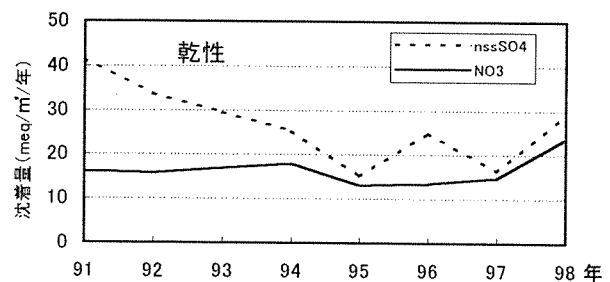


図-6 1991年以降のnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>乾性沈着量

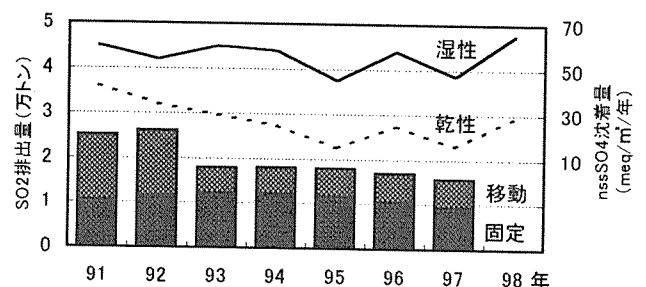


図-7 1991年以降のSO<sub>2</sub>排出量とnssSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>沈着量

これによると、県内の固定発生源からのSO<sub>2</sub>排出量は、年間約1万トン程度で、1991年以降ほぼ横ばい、ないし、若干減少する傾向となっている。一方、移動発生源からのSO<sub>2</sub>排出量は、1992年までは年間1万4千トン程度であったが、1993年からは6千トン程度にまで減少している（これは、1992年10月に揮発油等の品質確保に関する法律が改正され、軽油中硫黄分が0.5%から0.2%へと規制が強化されたためである）。

固定発生源と移動発生源を合わせると図-7のようになる（図には湿性、乾性の $\text{SO}_4^{2-}$ 沈着量も併せて示した）。このように、神奈川県内のSO<sub>2</sub>の総排出量は、92～93年を境に大幅に減少、その後もわずかに減少する傾向となっている。

これに対し、 $\text{SO}_4^{2-}$ 沈着量は、乾性のものについては減少傾向となっており、SO<sub>2</sub>の傾向とよく似ていた。すなわち、乾性の $\text{SO}_4^{2-}$ 沈着量がこのところ減少傾向となっているのは、SO<sub>2</sub>発生量が減少しているためと考えられる。

一方、湿性については、乾性とは異なり、依然横ばいのままで減少傾向は認められなかった。これは、両者の沈着過程の違いが影響しているものと考えられる。すなわち、各種発生源から排出された汚染物質は、乾性によるものは比較的発生源の近くに沈着するが、湿性によるものはいったん雲に取り込まれるため、気象状況等によってはかなり遠距離まで輸送されるものと考えられる。つまり、SO<sub>2</sub>排出量が減少しているにも関わらず湿性の $\text{SO}_4^{2-}$ 沈着量が減少していないのは、他の汚染地域からこれら汚染物質が移入してきていることを示唆するものと考えられる。これに関しては、すでに、日本の太平洋側にも大陸からの影響が及んでいるとの報告もあり<sup>11),12)</sup>、今後は、これら大陸からの影響も考慮しながら酸性雨を監視していく必要がある。

#### 4. 試験板による影響モニタリング結果

##### 4-1. リーチング調査結果

表-5に1998年の雨水成分と各種試験板の溶出結果を示した。

##### (1) 雨水成分

1998年の年平均pHは、磯子が5.16、道志が5.39で、磯子が0.2程低かった。この値は、3-1で述べた自動採取装置によるpH値に比べかなり高いが、これは、ここで

の採取法が湿性、乾性を分別せずに合わせて採取するバルク採取であり、土壤等由来の中和成分を多く取り込んだためである。

$\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ の沈着量は磯子が69、45meq/m<sup>2</sup>/年、道志が21、14meq/m<sup>2</sup>/年で、ともに磯子が道志より3.2～3.3倍多く、磯子は道志に比べ強い酸性雨になっていた。

また、図-8に $\text{SO}_4^{2-}$ 沈着量の経年推移を示したが、磯子、道志とも、年間沈着量はややばらつきがあるものの概ね横ばいとなっており、また、磯子/道志の比も3倍程度とほぼ一定で推移している。これは、図には示していないが、 $\text{NO}_3^-$ 沈着量も同様であった。

##### (2) 銅板からの溶出

1998年における銅板3枚からのCuの年間溶出量は、磯子が63mg、道志が39mgであり、磯子が道志に比べ1.6倍多かった。これは、厚さ0.01mmの銅薄板が道志では1/2の厚さまで溶出するには約35年かかるが、磯子では約20年で溶出してしまうことを意味している。

経年的には（図-9）、Cuの年間溶出量は、磯子、道志とも、ややばらつきがあるもののほぼ横ばいとなっており、また、磯子/道志の比も1.7倍前後とほぼ一定で推移している。また、図-10に測定開始時からの累積溶出量を示したが、累積量は測定月数に伴いこの約4年間ほぼ直線的に増加しており、約4年間の溶出量の累積は磯子が261mg、道志が158mgとなった。

##### (3) 大理石、コンクリート、モルタル板からの溶出

1998年の磯子におけるこれら試験板3枚からのCa<sup>2+</sup>の年間溶出量は、大理石板が280mg、コンクリート板が360mg、モルタル板が442mgであった。

図-11～13にCa<sup>2+</sup>の年間溶出量の経年推移を示した。図には、累積溶出量も併せて示した。年間溶出量は、大理石板、コンクリート板、モルタル板ともにややばらつ

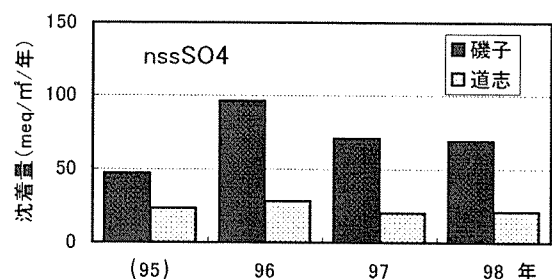


図-8 磯子と道志における $\text{nssSO}_4^{2-}$ 年間沈着量（95年は4月～12月の値。）

表-5 雨水成分と試験板からの成分の溶出量（1998年1月～12月、バルク採取）

	雨水成分				溶出量 (mg/年/3枚)				
	降水量 mm	pH	$\text{nssSO}_4^{2-}$ meq/m <sup>2</sup> /年	$\text{NO}_3^-$ meq/m <sup>2</sup> /年	銅 Cu	炭素鋼 Fe	大理石 Ca <sup>2+</sup>	コンクリート Ca <sup>2+</sup>	モルタル Ca <sup>2+</sup>
磯子	1959	5.16	69	45	63	3.6	280	360	442
道志	2554	5.39	21	14	39	-	-	-	-
磯子/道志	0.77	-	3.3	3.2	1.6	-	-	-	-

注) 大理石、コンクリート、モルタルからのCa<sup>2+</sup>の溶出量は雨水成分との差より求めた。

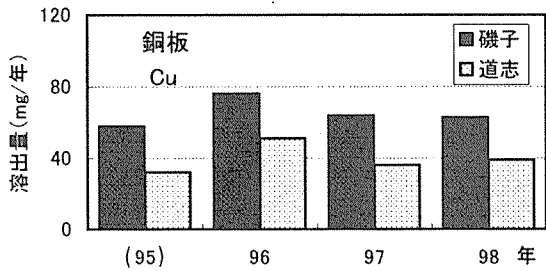


図-9 磯子と道志における Cu 年間溶出量 (銅板, 95 年は 4 月～12 月の値。)

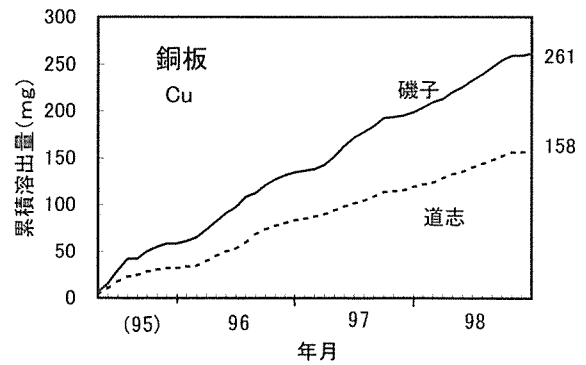


図-10 磯子と道志における Cu 累積溶出量 (銅板, 95 年は 4 月～12 月の値。)

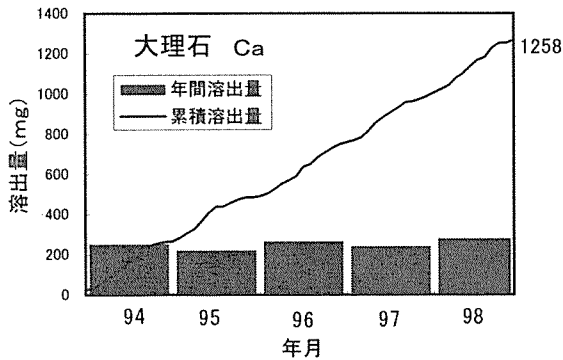


図-11 Ca<sup>2+</sup>溶出量の経年推移 (大理石板, 磯子)

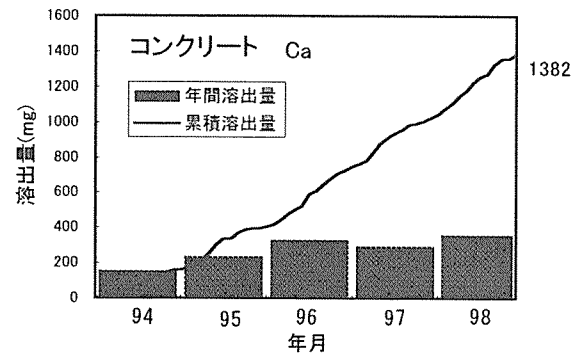


図-12 Ca<sup>2+</sup>溶出量の経年推移 (コンクリート板, 磯子)

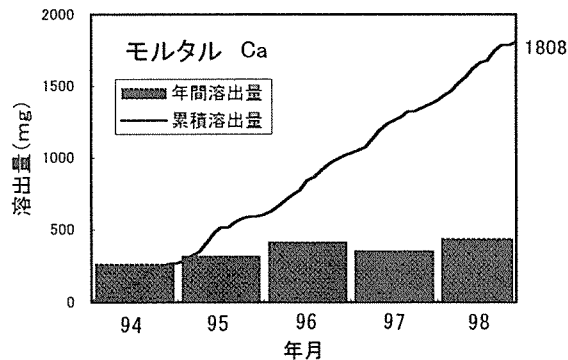


図-13 Ca<sup>2+</sup>溶出量の経年推移 (モルタル板, 磯子)

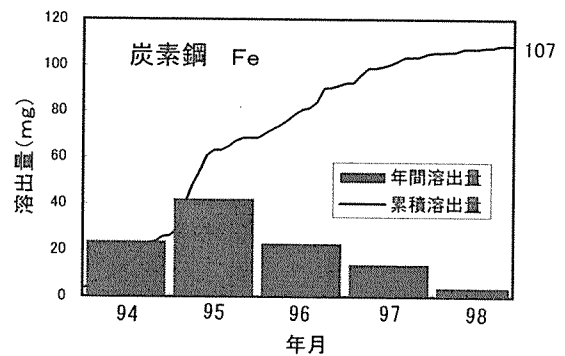


図-14 Fe 溶出量の経年推移 (炭素鋼板, 磯子)

きがあるものの、この5年間概ね横ばいとなっている。また、累積溶出量もほぼ直線的に増加しており、5年間の溶出量の累積は大理石板が1258mg、コンクリート板が1382mg、モルタル板が1808mgとなった。

#### (4) 炭素鋼板からの溶出

1998年の磯子における炭素鋼板3枚からのFeの年間溶出量は3.6mgであった。

経年的には(図-14)、年間溶出量は、測定開始時の1994年が24mg、翌95年に42mgと多くなったが、最近はその1/10程度にまで溶出量が減ってきている。これは、炭素鋼中のFeが酸化反応などにより不溶解性のもにに変化

してきたためとも考えられ<sup>13)</sup>、この原因については更に検討する必要がある。

#### 4-2. 炭素鋼の腐食量調査結果

図-15に、磯子で半年毎屋外曝露した炭素鋼板の浸食度を示した。

1998年の浸食度は年間50.2μm(暖候期:33.7μm,寒候期:16.5μm)であった。これは、本調査で用いた厚さ1.2mmの炭素鋼が約12年で1/2の深さまで浸食されることを意味している。経年的には、図-15に示すように、浸食度はややばらつきがあるものの1989年以来、ほ

ば横ばいとなっている。

図-16に $\text{SO}_4^{2-}$ 湿性沈着量と浸食度の関係を示したが、両者はよい相関 ( $r = 0.75$ ) を示している (これは、 $\text{NO}_3^-$ でも同様であった ( $r=0.74$ ))。また、関東周辺地域の共同調査<sup>14),15)</sup>では、浸食度は、東京湾岸部の都市・工業地域で特に大きくなっている。これらのことから、炭素鋼の腐食は酸性雨がかなり大きな要因になっていると考えられる。

## 5. 今後の課題

以上述べてきたように、横浜市内では、軽油中硫黄分の削減効果等により乾性沈着物は改善してきているものの、湿性沈着物については依然横ばいのままとされており、また、器物の溶出量、腐食量もほぼ横ばいのままとされている。

汚染物質発生量が減少しているにも関わらず湿性の沈着物が低下しないのは、大陸等他の汚染地域からの移入も考えられることから、今後は、これら大陸からの影響も考慮しながら、東アジア酸性雨モニタリングネットワークと同一手法により引き続き酸性雨を監視していく必要がある。また、今回、硫酸化物の発生と沈着について若干の考察を行ったが、今後は、窒素酸化物についても解明していく必要がある。

## 6. まとめ

1998年の酸性雨モニタリング調査及び試験板による影響モニタリング調査の結果は次のとおりであった。

(1) 1998年の降水(一降水全量)の年平均pHは4.83であった。経年的には、pHは1984年以来4.6前後の横ばいで推移してきたが、本年はやや高めであった。

(2) 1998年の湿性(降水)による $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Cl}^-$ 、TA ( $\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-$ )の沈着量は、65、45、32、142meq/ $\text{m}^2$ /年であった。経年的には湿性のTAは1984年以来、100meq/ $\text{m}^2$ /年前後で推移してきたが、本年はやや多めとなっており、本市の酸性雨の状況は依然横ばいなしやや強めとなっている。

(3) 1998年の乾性による $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Cl}^-$ 、TAの沈着量は、29、24、7.4、60meq/ $\text{m}^2$ /年であった。この値は、前年の結果と比べると多めであるものの、測定開始の1991年からみると減少しており、とくに $\text{SO}_4^{2-}$ の減少が著しくなっている。

(4)  $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比は、湿性、乾性とも1991年以降明確な上昇傾向を示しており、このところ $\text{NO}_x$ の影響が強まってきた。

(5) 神奈川県内における $\text{SO}_2$ 排出量(固定発生源+移動発生源)は、軽油中硫黄分の削減効果等によりこのところ減少してきており、このことが、乾性の $\text{SO}_4^{2-}$ 沈着量の減少の理由になっていると考えられた。

(6)  $\text{SO}_2$ 排出量が減少しているにも関わらず、湿性の $\text{SO}_4^{2-}$ 沈着量が減少していないのは、他の汚染地域からの移入を示唆するものと考えられた。

(7) 磯子と道志において銅板の溶出量を調べた結果、道志に比べ $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 沈着量が約3倍多い磯子ではCuの

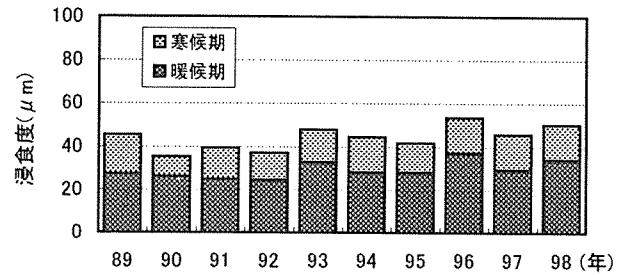


図-15 炭素鋼の浸食度の経年変化

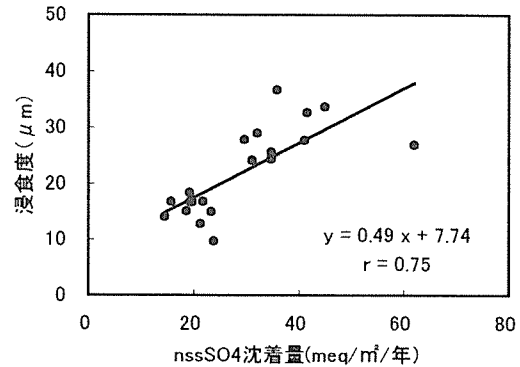


図-16  $\text{SO}_4^{2-}$ 湿性沈着量と浸食度の関係

溶出量も1.6倍多くなっていた。また、Cu年間溶出量は、磯子、道志とも、1995年以来ほぼ横ばいとなっている。

(8) 磯子において大理石板、コンクリート板、モルタル板からの溶出量を調べた結果、年間280、360、442mgの $\text{Ca}^{2+}$ が溶出していた。経年的には、年間溶出量は、いずれの試験板とも、1984年以来ほぼ横ばいとなっている。

(9) 磯子において炭素鋼板を屋外に曝露し腐食量(浸食度)を測定した結果、年間の浸食度は50.2 $\mu\text{m}$ で、1989年以来、ほぼ横ばいとなっている。

## 文献

- 1) 環境庁酸性雨対策検討会：第3次酸性雨対策調査とりまとめ(平成11年3月)。
- 2) 横浜市環境科学研究所：酸性雨に関する調査研究報告書(Ⅱ)一酸性雨による器物影響一(1998)。
- 3) 酸性雨対策検討会大気分科会：酸性雨に関する資料集、p77-87(1990)。
- 4) 環境庁大気保全局：酸性雨等調査マニュアル(改訂版)(平成2年3月)。
- 5) 環境庁大気保全局大気規制課：大気汚染による金属材料の腐食モニタリング指針(昭和63年6月)。
- 6) 横浜地方気象台：神奈川県気象月報、1998年1月～12月。
- 7) 横浜地方気象台：神奈川県気象年報、1998年。
- 8) 神奈川県環境部：かながわ環境白書、平成4～10年版。
- 9) 神奈川県環境部大気騒音指導班資料：大気汚染物質排出量調査実施結果(平成9年度実績)。
- 10) 通商産業省：エネルギー生産・需給統計年報、平成

3～9年版.

11) 鶴野伊津志他：東アジアスケールの長距離物質輸送・変質過程の数値解析，大気環境学会誌，第32巻，4号，p267-285（1997）.

12) 市川陽一：東アジアの長距離輸送モデルの開発とわが国の硫黄全沈着量の評価，電力中央研究所研究年報1997年版，34-35（1997）.

13) 久米一成他：大気汚染物質による建造物への影響，

静岡県衛生環境センター報告 No.34，33-38（1991）.

14) 関東地方公害対策推進本部大気汚染部会：酸性雨調査報告書，平成5～9年版.

15) 関東地方公害対策推進本部大気汚染部会：金属材料への長期曝露によるトレンド，酸性雨共同調査結果報告書－関東及びその周辺地域における酸性雨の状況（1983～1996）－，p82-87（平成10年3月）.

# 横浜市内河川の農薬調査について

酒井 学 (横浜市環境科学研究所)

## Measurements of the agricultural chemicals in the river of Yokohama City

Manabu Sakai (Yokohama Environmental Research Institute)

キーワード：農薬, 河川水

### 1. はじめに

下水道や工場排水処理施設の整備にともない、市内河川の水質は、以前に比べて改善されつつあり、横浜市環境保全局監視センターの調査結果によると、カドミウム、全シアンなど健康項目 (23 項目) に関しては、全地点で環境基準の基準値を満たし、BOD, COD など生活環境項目 (9 項目) に関しては、21 地点中 16 地点で環境基準項目の基準値を満足するという結果となった<sup>1)</sup>。

しかし、農薬による河川生態系への影響が、茨城<sup>2)</sup>や東京<sup>3,4)</sup>の河川で報告され、更に横浜市内の農地周辺の水路から数種類の農薬が検出されている<sup>5-7)</sup>。そこで、公共用水域測定計画の調査地点の中から 4 地点を選定し、環境への影響が懸念され、ガスクロ法にて検出可能な農薬の中で、他都市の河川において検出された例があるもの、及び神奈川県内で多く使用されているものを中心に、平成 9 年は GC (FPD, ECD, NPD) を使用して 30 種類、平成 10 年は GCMS 及び GC (FPD) を用いて 46 種類測定し (表-1)、農薬濃度の実態を調べた。

### 2. 調査及び実験

#### 2-1 調査場所及び調査日

調査は平成 9 年 7 月から平成 10 年 9 月にかけて、毎月 1 回、横浜市内の鶴見川水系 2 地点 [千代橋 (谷本川, 横浜市都筑区緑区), 都橋 (恩田川, 横浜市緑区)], 境川水系 2 地点 [高鎌橋 (境川, 横浜市泉区藤沢市), 吉倉橋 (柏尾川, 横浜市戸塚区)] (図-1) において行った。

今回調査を行った調査地点の上流には、住宅地、事業所、農地、林等が存在し、大部分は下水道処理区になっているが、一部に下水道未整備の地区も残っている。また、平成 9 年度の BOD75 % 値は千代橋 7.2mg/ℓ, 都橋 11mg/ℓ, 高鎌橋 8.6mg/ℓ, 吉倉橋 3.9mg/ℓ であった<sup>1)</sup>。

#### 2-2 分析方法

農薬の分析は、河川水を固相抽出カラム (Sep-paK PS-2) で処理し、アセトン 3 ml にて溶出した。次に溶出液を窒素ガスで適量に濃縮した後、平成 9 年はガスクロ (HP5890series2, FPD, NPD, ECD 検出器) を用いて 30 項目、平成 10 年はガスマス (HP5973) 及びガスクロ (HP6890, FPD 検出器) を用いて 46 項目の測定を行った (表-1)<sup>8, 9)</sup>。

定量限界値は、有機リン系殺虫剤に関しては 0.05 ~

0.1µg/ℓ とし、他の農薬も 1µg/ℓ 以下とした。ただし、平成 9 年と 10 年では、分析装置が異なる関係で定量限界が一部で異なっている。また、環境基準項目に指定されている農薬に関しては基準値、要監視項目に指定されている農薬に関しては指針値、公共用水域等における水質評価指針値が設定されている農薬に関しては評価指針値を併記した (表-1)。

なお、本法による添加回収実験を蒸留水及び河川水 (農薬が含まれていないことを確認したもの) を用いて 46 種類の農薬について行ったところ、回収率に多少差はあるものの、いずれも測定可能であることを認めた。

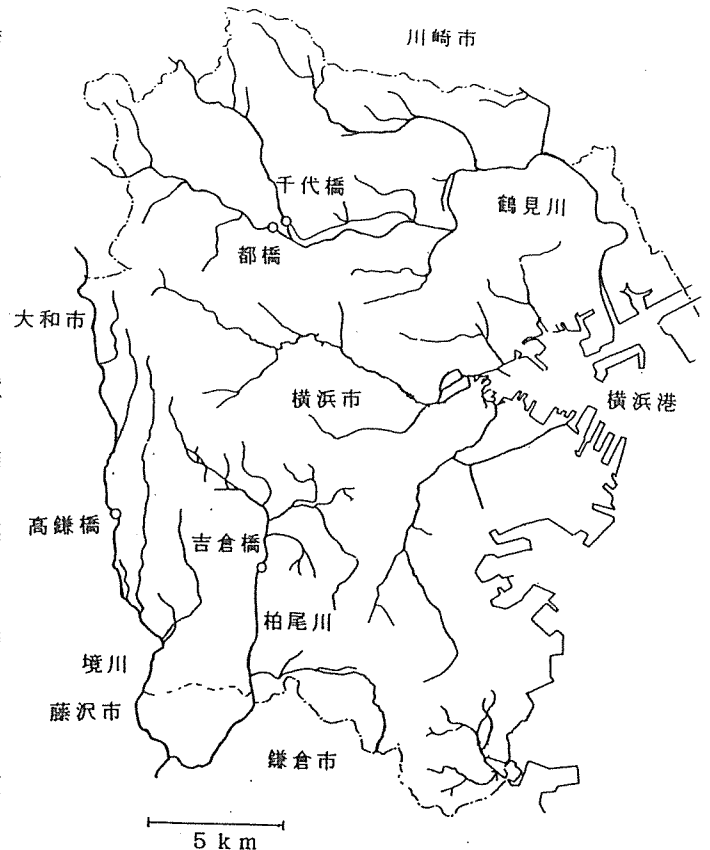


図-1 調査地点

表-1 調査農薬

		9年7~12月 定量限界値 ( $\mu\text{g/l}$ )	10年1~9月 定量限界値 ( $\mu\text{g/l}$ )	環境基準項目 基準値 ( $\mu\text{g/l}$ )	要監視項目 指針値 ( $\mu\text{g/l}$ )	公共用水域 評価指針値 ( $\mu\text{g/l}$ )	
除草剤	モリネート	0.05	0.05	3	8	5	
	トリフルラリン	-	0.05				
	シマジン	0.1	0.05				
	MCC	-	0.05				
	アトラジン	-	0.05				
	プロピザミド	0.05	0.05				
	プロモブチド	0.05	0.05	20	40		
	テルブカルブ	0.1	0.05				
	シメリン	0.1	0.05				
	エスプロカルブ	-	0.05				
	チオベンカルブ	0.1	0.05				
	ペンディメタリン	-	0.05				
	メチルダイムロン	-	0.05				
	ブタクロール	0.1	0.05				
	ブタミホス	0.05	0.05				
	プレチラクロール	0.5	0.05				
	オキサジアゾン	0.05	0.05				
	NIP	-	0.05				
クロロニトロフェン	0.05	0.05	9				
メフェナセット	0.5	0.05					
殺虫剤	ジクロルボス	0.05	0.05		10 <sup>1)</sup>	10	
	フェノブカルブ	0.05	0.05		20 <sup>2)</sup>		
	$\alpha$ -HCH	-	0.05				
	$\gamma$ -HCH	-	0.05				
	ダイアジノン	0.05	0.05		5		
	エチルチオメトン	-	0.05				
	フェントロチオン	0.05	0.05		3		
	マラチオン	0.05	0.05				
	クロルピリホス	0.05	0.05				
	フェンチオン	0.05	0.05				
	$\alpha$ -ベンゾエピン	-	0.05				
	イソキサチオン	0.05	0.05		8		
	$\beta$ -ベンゾエピン	-	0.05				
	ピリダフェンチオン	0.1	0.05		2		
	EPN	0.1	0.05				
殺菌剤	クロロネブ	-	0.05			40	
	ペンシクロン	-	0.05				
	PCNB	0.05	0.05				
	クロロタロニル	0.1	0.05				40 <sup>3)</sup>
	イプロベンホス	0.05	0.05				8
	トルクロホスメチル	0.05	0.05				
	フサライド	-	0.05				
	フルトラニル	0.5	0.05				
	イソプロチオラン	0.1	0.05				40
	メプロニル	-	0.05				
	EDDP	0.05	0.05				100
				6			

一、未測定；空欄は基準値指針値等が未設定

- 1) 平成 11 年 2 月環境庁通知により、 $8 \mu\text{g/l}$ へ変更された。
- 2) 平成 11 年 2 月環境庁通知により、 $30 \mu\text{g/l}$ へ変更された。
- 3) 平成 11 年 2 月環境庁通知により、 $50 \mu\text{g/l}$ へ変更された。

表-2 pH及び電気伝導度

地点		9年7月	8月	9月	10月	11月	12月	10年1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月
千代橋	pH	7.6	8.3	8.5	7.6	7.5	7.6	7.5	7.6	7.7	7.6	7.5	7.6	7.6	7.9	7.9
	電気伝導度 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	410	390	380	440	440	470	440	390	380	400	250	340	380	390	390
都橋	pH	7.5	7.6	7.8	7.5	7.5	7.5	7.6	7.6	7.6	7.5	7.6	7.6	7.5	7.9	7.8
	電気伝導度 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	390	400	380	450	480	460	460	390	390	380	270	340	360	360	360
高鎌橋	pH	7.8	7.7	7.7	7.6	7.5	7.7	7.5	7.5	7.5	7.5	7.4	7.6	7.7	7.7	7.8
	電気伝導度 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	410	400	400	470	300	450	410	320	390	420	180	330	380	380	350
吉倉橋	pH	9.1	9.0	8.2	8.7	7.7	8.0	7.9	8.1	8.5	8.0	7.8	7.8	7.7	8.7	8.8
	電気伝導度 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	550	500	480	520	320	460	520	480	620	700	330	410	470	630	610

### 3. 結果及び考察

#### 3-1 調査日及びpH

表-2にpH、電気伝導度を示した。調査は原則毎月1回としたが、平成10年2月に関しては、調査予定日の天候の都合上3月2日に行った。pHは、千代橋、都橋、高鎌橋においては、ほぼ中性であったが、吉倉橋においては、夏季にpH9を超えることも認められた。電気伝導度は、降雨による雨水の影響により、多少変動はあるものの、180~700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ であった。

#### 3-2 河川水中の農薬

表-3に農薬分析の結果、検出された物質名及び濃度を示した。17種類の農薬が検出され、それ以外の29種類の農薬はいずれの調査においても定量限界以下であった。

次に検出された農薬に関して解析を行った。

##### 3-2-1 モリネート

モリネートは水田用の中期除草剤であり、横浜市の農地周辺の河川をはじめ<sup>5,6)</sup>、他都市の河川からもしばしば検出されている<sup>10-13)</sup>。

今回の調査においても、鶴見川水系から5月から7月にかけて検出されたが、秋~冬は不検出となった(図-2a)。また、モリネートの水質評価指針値は5 $\mu\text{g}/\text{l}$ (年間平均値)であり、いずれの調査地点においても、指針値を超えることは認められなかった。

鶴見川上流には水田が存在し<sup>6)</sup>、今回検出されたモリネートも、水田で使用されたものが、一部河川に流入したものと推察される<sup>12)</sup>。

##### 3-2-2 シマジン

内分泌攪乱作用が疑われており<sup>14)</sup>、環境基準項目にも指定されている。今回の調査では、平成10年5月都橋及び高鎌橋から0.07 $\mu\text{g}/\text{l}$ 検出されたが、環境基準値(3 $\mu\text{g}/\text{l}$ )を大きく下回る濃度であった。

##### 3-2-3 シメトリン

除草剤で、5~7月、主に鶴見川水系から検出された。検出状況はモリネートと似た傾向であるが、モリネートよりも、濃度が低い場合が多かった。また、水質評価指針値(60 $\mu\text{g}/\text{l}$ )と比較すると、いずれの調査地点にお

いても指針値を超えることはなかった。

今回検出されたシメトリンは、モリネート同様に上流の水田で用いられたものが、一部河川に流入したものである<sup>12)</sup>。

##### 3-2-4 チオベンカルブ

水田用の除草剤で、平成10年5月、6月に鶴見川水系及び境川水系より検出された。環境基準項目に指定され、環境基準値(20 $\mu\text{g}/\text{l}$ )が設定されているが、今回の結果は、大きく下回る濃度であった。

##### 3-2-5 アトラジン

トリアジン系の除草剤で、内分泌攪乱作用が疑われている<sup>14)</sup>。今回の調査では、10年5月に都橋で0.05 $\mu\text{g}/\text{l}$ 、10年7月に高鎌橋で0.30 $\mu\text{g}/\text{l}$ 検出された。

##### 3-2-6 プロモブチド

除草剤で、東京都の中川<sup>3,4)</sup>や福井県内の河川<sup>10)</sup>などでは、比較的高い頻度で検出されているが、今回の調査では、10年6月高鎌橋で0.05 $\mu\text{g}/\text{l}$ 検出されたのみで、水質評価指針値(40 $\mu\text{g}/\text{l}$ )を大きく下回っていた。

##### 3-2-7 エスプロカルブ

除草剤で、今回の調査では、10年6月千代橋から0.06 $\mu\text{g}/\text{l}$ 検出されたのみであり、水質評価指針値(10 $\mu\text{g}/\text{l}$ )を大きく下回っていた。

##### 3-2-8 ジクロルボス(DDVP)

有機リン系殺虫剤で、要監視項目に指定されており、その指針値(10 $\mu\text{g}/\text{l}$ 、平成11年2月の環境庁告示により8 $\mu\text{g}/\text{l}$ へ変更された)より低いものの、いずれの調査地点からも検出された。濃度の季節変動をみると(図-2b)、モリネート、シメトリンと異なるパターンを示して、ほぼ年間を通じて検出された。千葉県<sup>13)</sup>や川崎市<sup>15)</sup>の河川においても、ジクロルボスは夏以外の季節からも検出されており、用途が広く、多くの作物に適用されているものと推察される。

##### 3-2-9 ダイアジノン

有機リン系殺虫剤で、要監視項目に指定されており、その指針値(5 $\mu\text{g}/\text{l}$ )より低いものの、いずれの調査地点からも検出された。濃度の季節変動をみると(図-2c)、6~9月にピークが認められ、最も高い濃度は平成9年7



表-3 農薬測定結果

地点		9年7月	8月	9月	10月	11月	12月	10年1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	
千代橋	モリネート	0.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	1.5	-	-	-	
	シメリン	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.20	0.05	-	-	
	エスプロカルブ												0.06	-	-	-	
	チオベンカルブ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.07	0.27	-	-	-	
	ジクロルボス	-	-	0.05	0.07	-	-	-	0.05	0.06	0.08	0.05	-	0.06	0.05	-	
	フェノブカルブ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.15	-	-	-
	ダイアジノン	0.12	0.11	-	0.09	-	-	-	-	-	-	-	-	0.07	-	-	-
	フェニトロチオン	-	-	0.06	0.15	-	-	-	-	-	-	-	0.05	-	0.07	-	-
	フェンチオン	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.12	-	-
	イプロベンホス	0.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.19	0.15	-	-
都 橋	モリネート	1.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.33	0.06	-	-	
	シマジン	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.07	-	-	-	-	
	アトラジン											0.05	-	-	-	-	
	シメリン	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	-	-	
	チオベンカルブ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.12	-	-	-	
	ジクロルボス	-	0.10	-	-	-	-	1.6	-	1.7	-	-	-	-	-	-	
	ダイアジノン	0.28	0.19	0.10	0.10	0.08	0.05	0.07	-	-	-	-	-	0.05	0.06	0.05	
	フェニトロチオン	-	-	-	-	-	0.09	0.05	-	-	-	-	-	0.12	-	-	
	フェンチオン	0.16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	イプロベンホス	0.78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	-	-	
高鎌橋	シマジン	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.07	-	-	-	-	
	アトラジン												-	0.30	-	-	
	プロモブチド	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	-	-	-	
	シメリン	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.07	-	-	-	-	
	チオベンカルブ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.12	-	-	-	
	ジクロルボス	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	-	0.08	2.0	
	ダイアジノン	0.16	0.10	0.11	-	-	-	0.07	-	-	-	-	-	-	-	-	
	フェニトロチオン	0.13	-	-	-	0.18	-	-	-	-	-	0.05	0.05	-	-	-	
	フェンチオン	0.05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.12	-	-	
	イプロベンホス	-	0.20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.05	-	-	
吉倉橋	チオベンカルブ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.09	-	-	-	
	ジクロルボス	0.05	-	0.06	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	-	0.20	-	
	ダイアジノン	0.11	0.12	0.23	-	-	0.06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	フェニトロチオン	-	-	-	-	0.38	-	0.08	-	-	-	-	-	0.05	-	-	
	マラチオン	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.09	-	
	クロルピリホス	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	-	-	-	-	-	-	
	イプロベンホス	0.16	0.39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06	-	-	
	フルトラニル	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.10	-	0.06	0.06	-	
	イソプロチオラン	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.10	-	-	-	-	

単位  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ; 一定量限界以下: 空欄は未測定

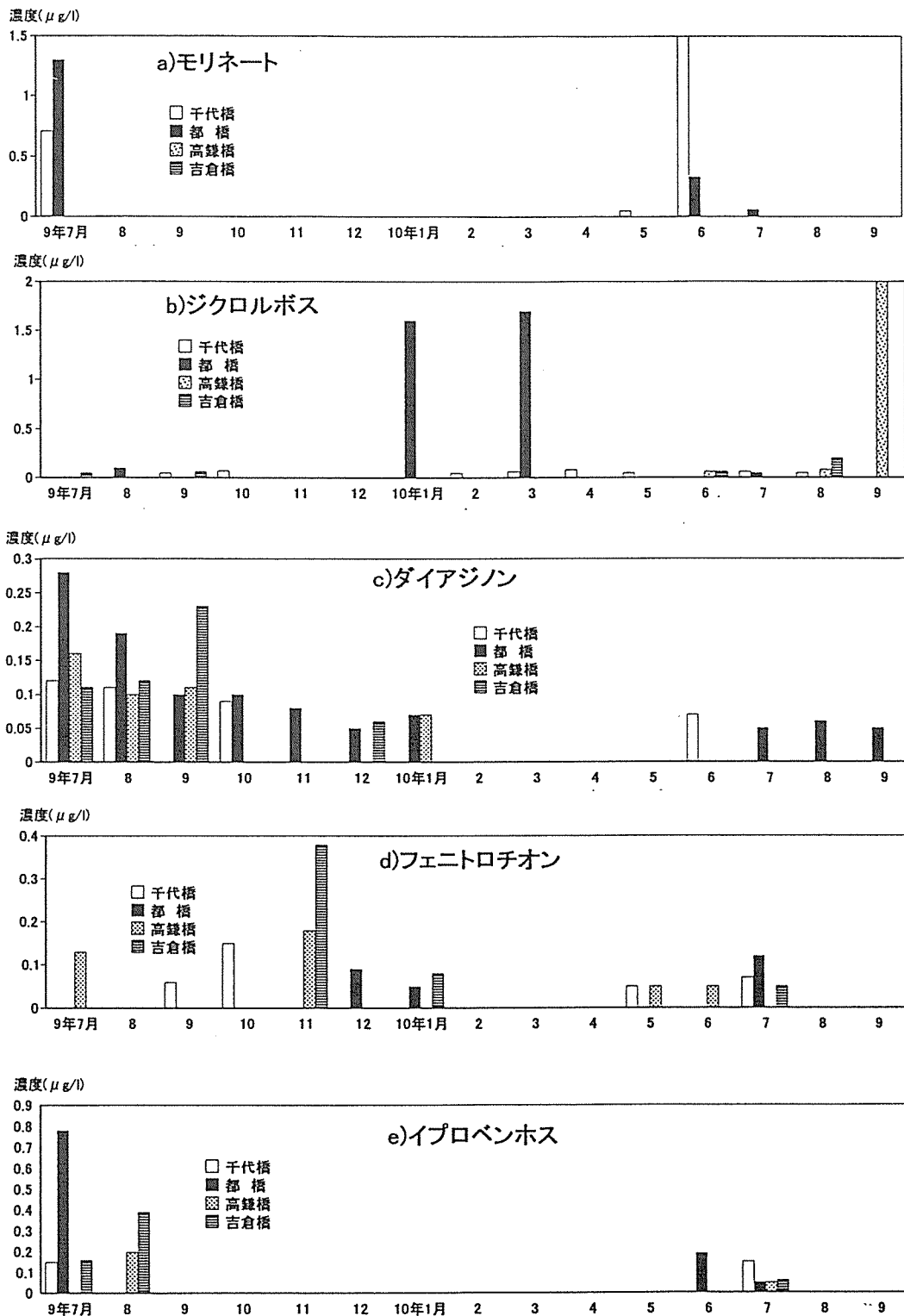


図-2 農薬分析結果

検出回数が5回以上の農薬の季節変動

月都橋の0.28μg/ℓであった。

### 3-2-10 フェニトロチオン(MEP)

有機リン系殺虫剤で、要監視項目に指定されており、指針値(3μg/ℓ)より低いものの、いずれの調査地点からも検出された。濃度の季節変動をみると(図-2d)、ジクロロボス同様に、ほぼ年間を通じて検出されており、用途が広く、多くの作物に適用されているものと思われる。

### 3-2-11 フェンチオン(MPP)

有機リン系殺虫剤であり、9年7月都橋及び高鎌橋、10年7月に千代橋及び高鎌橋で検出されたが、それ以外の調査では不検出(定量限界以下)となった。

### 3-2-12 マラチオン

有機リン系殺虫剤で、内分泌攪乱作用が疑われている化学物質である<sup>14)</sup>。今回、0.09μg/ℓと低濃度ではあるが、吉倉橋の10年9月の試料から検出された。

### 3-2-13 フェノブカルブ(BPMC)

殺虫剤で要監視項目に指定されており、指針値(20μg/ℓ、平成11年2月の環境庁告示で30μg/ℓへ変更された)以下の濃度ではあるが、10年6月の千代橋から0.15μg/ℓが検出された。

### 3-2-14 クロルピリホス

有機リン系の殺虫剤で、10年3月に吉倉橋から0.06μg/ℓ検出されたが、水質評価指針値(30μg/ℓ)と比較すると、はるかに低い濃度であった。

### 3-2-15 イプロベンホス(IBP)

稲用の殺菌剤で、要監視項目に指定されており、今回の調査では指針値(8μg/ℓ)以下の濃度ではあるが、6月～8月にかけて多くの調査地点で検出された(図-2e)。上流の水田地域で使用されており<sup>6)</sup>、その一部が河川に流入したものと思われる。

### 3-2-16 フルトラニル

殺菌剤で、今回の調査では吉倉橋10年5、7、8月の試料から検出されたが(最高で0.10μg/ℓ)、水質評価指針値(200μg/ℓ)を大きく下回る濃度であった。

### 3-2-17 イソプロチオラン

殺菌剤で、要監視項目に指定されており、その指針値は40μg/ℓである。今回は、10年5月に吉倉橋で検出されたが(濃度0.1μg/ℓ)、指針値を大きく下回った。

## 4. まとめ

横浜市内河川の公共用水域測定計画中の4地点において、農薬を測定したところ、基準値、指針値が設定されているものについては、いずれもその値を下回る濃度であった。ただし、殺虫剤などは低濃度でも水生生物に対して影響があるとの報告もあり<sup>16-18)</sup>、水域生態系の保全、環境保全型農業の推進<sup>19)</sup>を考える上では、今後も適宜調査を行うことが望ましいものと思われる。

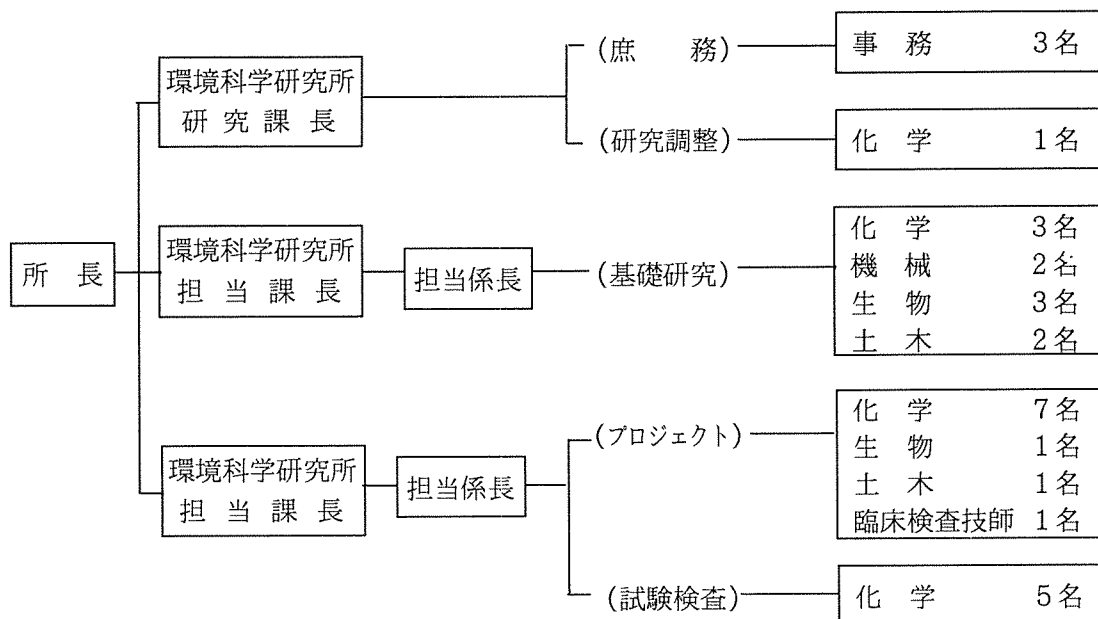
## 参考文献

- 1) 横浜市環境白書平成10年版、p65-79、横浜市広報印刷物登録第100230号、1998。
- 2) 畠山成久、白石寛明、浜田篤信：霞ヶ浦水系河川のヌカエビ生物試験による農薬毒性の季節変動、水質汚濁

研究、14、460-468(1991)。

- 3) 菊地幹夫他：ミジンコを用いたバイオアッセイによる農薬汚染スクリーニング調査、東京都環境科学研究所年報1996、p93-98(1996)。
- 4) 塩田 勉、菊地幹夫、若林明子：ミジンコを用いた都内河川のリスク評価、東京都環境科学研究所年報1999、p87-92(1999)。
- 5) 酒井 学、二宮勝幸：横浜市内河川の農薬モニタリング、横浜市公害研究所報、15、135-141(1991)。
- 6) 初貝留美、下村光一郎、飯塚貞男、山口一誠：横浜市内の水田排水の農薬調査(第3報)、横浜市環境科学研究所報、23、16-25(1999)。
- 7) 二宮勝幸：横浜市内河川における農薬汚染の特徴、横浜市環境科学研究所報、23、9-15(1999)。
- 8) 上水試験方法1993年版、p325-356(1993)。
- 9) 山口之彦、福島 実：キャピラリーGC-MSを用いた河川水中の農薬の一斉分析について、大阪市環科研報告、57、85-94(1995)。
- 10) 次田啓二、坊 栄二、山口慎一：福井県内河川における農薬汚染実態調査(第3報)、福井県環境科学センター年報、26、95-99(1996)。
- 11) 奥田哲也、早川修二、塚田 進：三重県北勢地域の河川水の農薬について(第6報)、三重県環境科学センター研究報告、17、19-33(1997)。
- 12) 笹川容宏、松井三郎、山田春美：琵琶湖南湖流域における水田除草剤の流出に関する調査、水環境学会誌、19、547-556(1996)。
- 13) 吉澤 正、藤本千鶴、豊倉善男：県内公共用水域における農薬汚染実態調査、千葉県水保研年報(平成6年度)、83-89(1995)。
- 14) シーア、ソルボーン他(長尾 力訳)「奪われし未来」翔泳社、1997；中原英臣、二木昇平「環境ホルモン汚染」かんき出版、1998；筏 義人「環境ホルモン」講談社、1998。
- 15) 野村 博、柴田幸雄、山本順昭：川崎市内河川における農薬汚染実態調査、川崎市公害研年報、23、16-20(1997)。
- 16) M.D.Ferrando, E.Sancho and E.Andreu-Moliner: Chronic toxicity of Fenitrothion to an Algae (*Nannochloris oculata*), a Rotifer (*Brachionus calyciflorus*) and the Cladoceran (*Daphnia magna*), *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 35, 112-120(1996)。
- 17) A.Fernandez-Casalderrey, M.D.Ferrando and E.Andreu-Moliner: Chronic toxicity of diazinon to *Daphnia magna*; Effects on survival, reproduction and growth, *Toxicol. Environ. Chem.*, 49, 25-32(1995)。
- 18) 畠山成久、白石寛朗、鈴木一隆、小野神豊：バイオモニタリング手法の開発と有効性の検討2. ヌカエビ試験による河川水毒性のバイオモニタリング、第5回日本環境毒性学会・バイオアッセイ研究会合同発表会要旨集、p75、1999。
- 19) 横浜市緑政局、平成10年版よこはまの緑 緑政局事業概要、p60、1998。

## 1. 人員及び組織



(平成11年5月1日現在)

## 2. 主要機器一覧表

品名	規格	数量	配置
ガスクロマトグラフ質量分析計	JEOL製 JMS-700	1式	ガス・蛍光X線室
走査型電子顕微鏡	日立 S-4500A	1式	電子顕微鏡室
同上用X線分析装置	EDAX DX-4	1式	電子顕微鏡室
蛍光X線分析装置	リガク RIX2000	1式	ガス・蛍光X線室
原子吸光度計	日立 Z-8000	1式	原子吸光室
ガスクロマトグラフ分析装置	HP6890, 島津 GC-14A ECD 外	5式	ガスクロマトグラフ室
液体クロマトグラフ	島津 LC-6A	2式	ガス・蛍光X線室
同上用蛍光モニター	日立 F-1150	1台	ガス・蛍光X線室
スモークチャンバー		1台	標準ガス調製室
分光光度計	日立 U2000	1式	液クロマト室
水銀分析計	柳本 AMD-F2	1式	原子吸光室
超軟X線発生装置	SOFTEX-CSM-2	1式	ガス・蛍光X線室
標準粒子発生装置	東京高周波電気炉 SRF-305W	1式	ダイキン等分析室
標準ガス精密希釈装置	製鉄化学工業 SDS-401	1式	標準ガス調製室
窒素酸化物自動記録計	MONTIOR RABS MODEL-8440 外	3台	都市環境研究室
オキシダント自動記録計	電気化学	1台	都市環境研究室
風向風速計	海上電機 WA-200 外	2台	都市環境研究室
イオン濃度測定装置	オリオン 801A型	1台	都市環境研究室
多チャンネルデジタル騒音計	リオン SV-70型の改良型	1台	音環境研究室
データレコーダ	ソニー PC204, 208	2台	音環境研究室
騒音振動解析装置	ONO CF-360	1式	音環境研究室
慢性毒性試験装置(魚用)	関東工機製作所製 外	2式	生物研究室
電子計算機	SUN SPARC station10 外	1式	中央データ処理室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL226	1式	大気試験室
攪拌実験装置	佐竹化学機械工業製	1式	処理実験室
標準圧密試験器(3連型)	丸東 S43-3 UL-1	1台	地盤環境研究室
ソイルミキサー	丸東 SE-27	1台	地盤環境研究室
一軸圧縮試験装置	丸東 SG-2033	1式	地盤環境研究室
凝縮核モニター	日本化学工業 MODEL 3020	1台	大気試験室
14チャンネルデータレコーダ	ソニー UN61430W	1台	音環境研究室
イオンクロマトグラフ	DIONEX Series4000i	1台	都市環境研究室

品名	規格	数量	配置
全有機炭素分析計	ベックマン MODEL 915-B	1台	原子吸光室
高精度オゾン計	紀本電子工業製	1台	都市環境研究室
高精度弾性波速度測定装置	丸東製作所製	1台	地盤環境研究室
炭素・水素・窒素 (CHN) 分析計	柳本CHNコーダー MT-3型	1台	元素分析室
同上用オートサンプラー	ヤナコ MTA-5	1台	元素分析室
電気炉	西村工業製	1台	水質試験室
三軸圧密試験記録装置	理研電子製	1台	地盤環境研究室
1/3 オクターブ実時間自動分析装置	リオン SA-27	1式	音環境研究室
凍結濃縮装置	大洋科学工業 FC-6	1式	液クロマト室
水生植物による水処理実験装置	当研究所設計	1台	処理実験室
圧密自動記録装置	理研電子 MODEL DACT-6	1式	地盤環境実験室
風向別制御装置	日本公害防止技術センター WDP-100	1式	屋上
パーソナル・ダストモニタリングシステム	柴田科学 PDS-1	1式	標準ガス調製室
コンビジットサンプラー	日科機 S-4081	1式	原子吸光室
データ収録分析装置	理研電子製	1式	地盤環境実験室
粒度分布測定装置	島津 SA-CP3L	1式	実験室 (4F)
パン型製粒機		1台	屋上
超低温マイクロトーム	共栄オリンパス クライオトーム	1個	実験準備室
揮発成分混合ガス発生装置	紀本電子製 SS-1002	1式	元素分析室
高精度自動体積計	エステック VM-100	1式	処理実験室
環境物理測定装置	RM-5220	1式	生物研究室
騒音振動動作図装置	日本ヒューレット・パッカート 7550B 外	1式	音環境研究室
分光光度計	日本分光 V-550 外	2式	大気試験室
農薬分析装置	HP5890・HP1090 外	1式	ガスクロマトグラフ室
オートアナライザー (HPLC 分析装置)	DIONEX DX-120	1式	実験準備室
騒音振動データ処理機	ヒューレット・パッカート社 モデル 712/100	1式	音環境研究室
ガスクロマトグラフ質量分析計	JEOL 製 AUTOMASS II	1式	ガスマス・蛍光 X線室
ガスクロマトグラフ質量分析計	JEOL 製 AUTOMASS II	1式	微量ガス分析室
原子吸光光度計	日立 Z-5700	1式	原子吸光室
ガスクロマトグラフ質量分析計	JEOL 製 JMS-700	1式	ダイオキシン等分析室

3. 平成10年度 予算額

(単位：千円)

科目	金額	付記	
共済費	1,918	社会保険料	1,918
賃金	10,396		
報償費	752		
旅費	1,101	普通旅費	1,083
需用費	46,801	消耗品費	15,448
		燃料費	245
		食糧費	234
		印刷製本費	3,477
		光熱水費	23,774
		修繕料	3,623
役務費	2,345	通信運搬費	1,418
		手数料	904
		筆耕翻訳料	21
委託料	84,845	調査委託料	46,130
		清掃その他委託料	38,715
使用料及び賃借料	82,232		
工事請負費	43,340		
備品購入費	16,413		
負担金補助及び交付金	370	会費及び負担金	370
公課費	0		
計	290,513		

管理運営費	71,748
試験検査費	9,166
主要機器維持管理運営費	5,326
調査研究事業費	38,332
環境庁受託事業費	38,000
機器等整備事業費	3,184
施設改修工事費	519
ダイオキシン等析室整備工事費	42,821
環境教育啓発等その他事業費	13,187
大型機器更新整備事業費	68,230
計	290,513

平成11年度 予算額

(単位：千円)

科目	金額	付記
共済費	1,904	社会保険料 1,904
賃金	10,551	
報償費	825	
旅費	1,566	普通旅費 1,548
需用費	49,337	消耗品費 17,056
		燃料費 245
		食糧費 202
		印刷製本費 2,915
		光熱水費 25,774
		修繕料 3,145
役務費	2,696	通信運搬費 1,438
		手数料 1,246
		筆耕翻訳料 10
委託料	174,684	調査委託料 87,547
		清掃その他委託料 87,137
使用料及び賃借料	81,688	
工事請負費	480	
備品購入費	7,213	
負担金補助及び交付金	530	会費及び負担金 530
計	331,474	

管理運営費	74,003
試験検査費	6,505
主要機器維持管理運営費	4,834
機器等整備事業費	3,184
調査研究事業費	16,547
環境庁受託事業費	68,000
ダイオキシン類分析	27,600
環境ホルモン環境調査	6,500
施設改修工事費	49,321
環境教育啓発等その他事業費	6,750
大型機器更新整備事業費	68,230
計	331,474

#### 4. 学会等研究発表

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
日本薬学会第118年会	1998.4	密封生態システムを用いた都市河川水の汚濁に関する研究	○酒井 学
第22回環境・公害研究合同発表会	1998.6	酸性雨と器物影響	○梅田てるみ・加藤善徳
	1998.6	エコシティの政策科学的研究	○森 清和
	1998.6	横浜市内河川のミジンコによる水質評価	○酒井 学
全公研関東甲信静支部水質専門部会	1998.8	鶴見川水系における底質等について	○小市佳延・福嶋悟
全公研関東甲信静支部騒音振動専門部会	1998.8	視覚障害者の空間認知法－環境音認知度の視覚障害者と健常者の比較－	○鹿島教昭
日本騒音制御工学会研究発表会	1998.9	視覚障害者の聴覚情報の検知－無響室内における音環境再生による試行的実験－	○太田篤史・田村明弘（横浜国大）、鹿島教昭・黒澤亜希
第39回大気環境学会年会	1998.9	関東地方の酸性雨に関する研究（第35報）関東およびその周辺地域における酸性雨の状況-気象パターンによる分類-	○井上智博，加藤善徳・梅田てるみ 他（関東地方環境対策推進本部大気環境部会）
	1998.9	関東地方の酸性雨に関する研究（第36報）関東およびその周辺地域における酸性雨の状況-気象パターンと降水中の成分との関係-	○井上智博，加藤善徳・梅田てるみ 他（関東地方環境対策推進本部大気環境部会）
	1998.9	神奈川県における最近の環境大気中炭化水素の挙動	○前田裕行，神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会（神奈川県，横浜市，川崎市，横須賀市）
日本陸水学会第63回大会	1998.9	都市河川の底生動物の多様性	○金田彰二（日本工学院専門学校），福嶋悟
環境科学研究所研究発表会（平成10年度第1回）	1998.11	横浜市の地盤環境	○杉本 実・横内宣明
	1998.11	都市でのヒートアイランドと地表温度予測モデル	○佐俣満夫
	1998.11	人工衛星データを用いた水質の把握手法	○水尾寛巳
	1998.11	鶴見川水系における堆積物等について	○小市佳延・福嶋悟
MM21 ロータリークラブ例会	1999.2	視覚障害者の音環境と自立的歩行	○鹿島教昭
日本水環境学会	1999.3	リモートセンシングによる東京湾の水質分布解析	○水尾寛巳・二宮勝幸，小倉久子・飯村晃（千葉県水保研），岡敬一・大道章一（神奈川県環科セ），安岡善文（東大生研）
環境科学研究所研究発表会（平成10年度第2回）	1999.3	酸性雨による器物影響	○梅田てるみ
	1999.3	横浜市内河川の農薬調査及びミジンコを用いた生物試験について	○酒井 学
	1999.3	地下水における汚染物質の挙動の推定	○二宮勝幸
	1999.3	フェルト状活性炭素繊維吸着による事業所排水処理実験	○大場栄次



## 5. 雑誌等投稿

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水環境保全技術研修マニュアル(社団法人・海外環境協力センター)	1998. 4	二宮勝幸	第 20 章 東京湾

### [要旨]

日本における水環境史を総合的にまとめた本書において、1960 年以降における東京湾の水質汚濁対策について紹介するとともに、富栄養化問題など今後の課題についても解説した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
Water Pollution Control Technology Manual(Overseas Environmental Cooperation Center)	1998. 4	Katsuyuki Ninomiya	Chapter 20 TOKYO BAY

### [要旨]

日本における水環境史を英文で総合的にまとめた本書において、1960 年以降における東京湾の水質汚濁対策について紹介するとともに、富栄養化問題など今後の課題についても解説した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
月刊 用地	1998. 8	杉本 実	環境地質学における地盤沈下と土地評価

### [要旨]

特集土地利用と地盤沈下についての本書において、横浜の地質と地盤沈下の特性を、沖積層の堆積環境、土性、地盤沈下史、地層内部の収縮と地下水位変動などの特徴を各々検討し、横浜市の地盤沈下対策についてとりまとめた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
月刊誌「水」	1998. 8	樋口文夫・水尾寛己・福嶋悟・前川渡	多自然型河川の魚類分布様式－オイカワとアブラハヤ－

### [要旨]

いたち川の未改修区と多自然型改修区とのオイカワとアブラハヤの分布様式の比較を行った。オイカワは改修区に多く生息し、未改修区ではアブラハヤが多かった。オイカワの生息場は、季節的に変化し冬に平瀬から深みのある淵へと移動をする。アブラハヤは周年隠れ家のある深い淵に分布する傾向が強かった。生長による生息域の変化は、オイカワが稚魚・幼魚期に下流へと移動していくのに対してアブラハヤはあまり移動はしないと思われた。

以上から、多様な魚類群集を再生させていくためには、蛇行によって造られる瀬と深い淵、隠れ家ができる水辺、河畔林の存在が必要である。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
日本リモートセンシング学会誌	1998.10	水尾寛己・二宮勝幸、小倉久子・飯村晃(千葉県)、岡敬一・大道章一(神奈川県)、安藤晴夫・三嶋義人(東京都)、安岡善文(東大生研)	(現場報告)人工衛星データによる水質モニタリング-関連自治体による環東京湾プロジェクトの紹介

### [要旨]

今まで東京湾で取得した 7 回の水質と TM データから、水温、透明度、濁度、クロロフィル a についての人工衛星データによる推定アルゴリズムを示す。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水のリスクマネジメント実務指針(サイエンスフォーラム社)	1998.	福嶋悟、畠山成久	指標生物を用いた重金属の生態影響評価

[要 旨]

我が国の河川における重金属濃度と藻類群集構造との関係についてとりまとめ、種類数と銅濃度との関係、珪藻類の *Achnanthes minutissima* が全珪藻群集に占める割合と銅濃度との関係、代表的な耐性種について示した。また、底生動物群集と銅濃度との関係、室内実験による重金属の底生動物への影響評価法についても示した。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
粉体工学会誌	1999. 1	佐俣満夫	エアロゾル濃度測定における非等速吸引影響に関する研究－ 学位論文紹介 －

[要 旨]

エアロゾル粒子をサンプリングして濃度を求める場合、主流速と同じ流速で吸引しないと非等速吸引誤差が生じる。この誤差を評価するに当たり幾何学的数学モデルを構築し、このモデルと多数の実験結果より広い範囲で使用できる非等速吸引誤差の評価式を導いた。また、数値計算によりノズル周辺での粒子の挙動について解析した。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
環境保全資料 No.188 横浜の川と海の生物（第 8 報・海域編）	1999. 3	鳥海三郎（横浜市内生物相調査会），水尾寛己・二宮勝幸	横浜市沿岸のプランクトン相調査

[要 旨]

1997 年 5 月から 1998 年 3 月にかけて横浜市沿岸で観察されたプランクトン相について述べる。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
平成 10 年度酸性雨調査報告書	1999. 3	加藤善徳・海田てるみ，関東地方環境対策推進本部大気環境部会	気象からみた降水の汚染機構

[要 旨]

平成 10 年の梅雨期，関東甲信越静地域の 1 都 11 県 1 市で酸性雨の共同調査を実施した。ここでは，強い酸性雨をもたらした 6 月 18 日～20 日と 6 月 24 日～26 日の雨について，気象の面から考察した。

6. 横浜市環境科学研究所発行資料（調査研究等報告書）

環境研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.135	酸性雨に関する調査研究報告書（II）－酸性雨による器物影響－	1998.12

[要 旨]

1984 年～1997 年の横浜市内の酸性雨の状況と酸性雨によるブロンズ像等の器物への影響についてまとめた。

◇ 編集後記 ◇

新しい組織として出発してから2年目となり、ようやく形が整ってきた感があります。そうしたなかで、所報の第24号を発行することができました。今年度は、コンピュータシステムが一新されましたので、執筆者が本文や図表そして完全版下原稿を作成する上で、よりよい環境になってきたものと思われます。

今後とも、体裁だけでなく内容の充実を図っていきたいと考えています。本書が環境科学に関心を持たれる方々にご活用いただければ、幸いと存じます。

所報第24号編集委員会

小座間 国 雄  
松 島 裕 子  
杉 本 実  
鹿 島 教 昭  
二 宮 勝 幸  
森 本 敏 昭  
小 市 佳 延  
坂 井 清  
島 村 雅 英  
白 砂 裕一郎  
酒 井 学